

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

THÈSE
PRÉSENTÉE À

L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES
POUR L'OBTENTION
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

MICHEL LAFERRIÈRE

B. Sc. BIOLOGIE

CONSÉQUENCES DE LA DÉGRADATION DE DEUX BIOTOPES
SUR LA FAUNE BENTHIQUE DU FLEUVE SAINT-LAURENT,
RÉGION DE GENTILLY.

AVRIL 1979

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

RESUME

Titre: Conséquences de la dégradation de deux biotopes sur la faune benthique du fleuve Saint-Laurent, région de Gentilly.

Après avoir étudié les particularités édaphiques et physico-chimiques de deux sites fluviaux, nous avons identifié les espèces benthiques occupant ces sites. Le but de l'étude vise à établir les relations entre les caractéristiques des biotopes et les espèces benthiques trouvées. Nous avons vérifié également la pertinence de certains indices utilisés à partir du benthos pour décrire la qualité des milieux aquatiques.

Le premier site, sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, reçoit les eaux usées d'une conserverie de viande. La répartition inégale de certains groupes taxonomiques tels que les Bivalves et les Hirudinées a nettement fait ressortir les stations les plus polluées de ce site. Par contre, le Glossoscolecidae Sparganophilus tamesis s'est avéré un excellent indicateur d'eaux propres.

Le second site, sur la rive nord du fleuve, concerne les abords de l'île Valdor. Ce site est influencé par les rejets d'eaux usées des villes de Trois-Rivières et du Cap-de-la-Madeleine. A cause de l'hétérogénéité des caractéristiques édaphiques enregistrées à ce site, il a été très difficile de cerner la relation entre le benthos et la qualité des milieux. Cependant, nous avons pu établir des liens entre certaines espèces faunistiques et les particularités des biotopes. Ainsi le Tubificidae Pelosclex ferox est très lié au faciès lotique du côté sud de l'île alors que l'Asellidae Asellus racovitzai abonde en présence de détritus végétaux (côté nord).

Les indices de diversité de Shannon et de Hurlbert, lorsqu'ils sont appliqués au benthos, en faciès lénitique, sont excellents pour décrire la qualité des biotopes; notons cependant qu'aucun des indices de diversité étudiés n'est apte pour décrire la qualité des milieux lotiques. La détermination des groupements d'espèces, lorsqu'elle est associée à l'abondance (ind./m.²) des organismes et de plus, vérifiée par un indice de diversité pertinent, permet d'évaluer la qualité de tous les milieux fluviaux du secteur de Gentilly.

Michel Laferrière
Guy Vallance, prof.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Table des matières.....	i
Liste des figures.....	iv
Liste des tableaux.....	v
INTRODUCTION.....	1
Remerciements.....	6
CHAPITRE	
1. PHYSIONOMIE DES ZONES PROSPECTÉES ET CHOIX DES STATIONS	8
A. Site de la conserverie.....	9
B. Site de l'île Valdor.....	11
2. MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	14
A. Eau.....	14
1. Alcalinité totale.....	15
2. Calcium.....	16
3. Coliformes totaux (bactéries).....	16
4. Conductivité.....	17
5. Ortho-phosphate.....	17
6. Oxygène dissous.....	18
7. pH.....	18
8. Tannin-lignine.....	19
9. Température.....	19
10. Turbidité.....	20
B. Sédiments.....	20
1. pH des sédiments.....	21
2. Matière organique.....	21
3. Phosphore.....	21

	page
4. Calcium	22
5. Granulométrie	22
C. Benthos.....	23
3. LES BIOTOPES.....	26
A. Eau	26
1. Alcalinité totale	27
2. Calcium.....	29
3. Coliformes totaux (bactéries).....	29
4. Conductivité	31
5. Ortho-phosphate	32
6. Oxygène dissous	33
7. pH	34
8. Tannin-lignine.....	34
9. Température	36
10. Turbidité	36
B. Sédiments	37
1. pH des sédiments	37
2. Matière organique	39
3. Phosphore	39
4. Calcium	40
5. Analyse granulométrique	41
C. Caractérisation des biotopes	44
4. LA FAUNE BENTHIQUE	48
A. Les groupes taxonomiques	48
B. Etude faunistique détaillée	50
1. Gastéropodes	52
2. Hirudinées.....	54
3. Oligochètes	55
4. Lamellibranches	57
5. Insectes	57
C. Les groupements benthiques.....	59
1. Similitude entre les stations	59
2. Groupements d'espèces	62
3. Indices	63
DISCUSSION: RELATION ENTRE LA FAUNE ET LE BIOTOPE	69
CONCLUSION GÉNÉRALE	83
SOMMAIRE	84

BIBLIOGRAPHIE	page 89
APPENDICE A: Valeurs des facteurs physico-chimiques des eaux et des sédiments.....	96
APPENDICE B: Valeurs des pourcentages de similitude des communautés (P.S.C.) pour chacun des mois.....	101

LISTE DES FIGURES

Figure 1:	Emplacement des stations d'échantillonnage du site de la conserverie.....	page 10
Figure 2:	Emplacement des stations d'échantillonnage du site de l'île Valdor.....	12
Figure 3:	Valeurs mensuelles d'alcalinité, de calcium, de conductivité et d'oxygène dissous pour chacune des stations.....	28
Figure 4:	Valeurs mensuelles de pH, de tannin-lignine, de température et de turbidité pour chacune des stations.....	35
Figure 5:	Analyses chimiques des sédiments à toutes nos stations.....	38
Figure 6:	Analyse granulométrique des substrats du site de la conserverie.....	42
Figure 7:	Analyse granulométrique des substrats du site de l'île Valdor.....	43
Figure 8:	Abondance relative des principaux groupes taxonomiques des stations du site de la conserverie (mois réunis).....	49
Figure 9:	Abondance relative des principaux groupes taxonomiques des stations du site de l'île Valdor (mois réunis).....	51
Figure 10:	Représentation des dix pourcentages de similitude des communautés (P.S.C.) les plus élevés entre les stations pour chacun des mois.....	60
Figure 11:	Représentation des dix pourcentages de similitude des communautés (P.S.C.) les plus élevés pour l'ensemble des mois d'échantillonnage.....	61

LISTE DES TABLEAUX

	page
TABEAU I : Numération des bactéries coliformes (coliformes totaux/100ml).....	30
TABEAU II : Ortho-phosphates (mg/l P).....	30
TABEAU III : Oxygène dissous (mg/l).....	30
TABEAU IV : Abondance du benthos (ind/m^2).....	53
TABEAU V : Abondance des Oligochètes (ind/m^2).....	65
TABEAU VI : Abondance relative des Oligochètes dans le benthos (%)....	65
TABEAU VII : Indice de diversité de Shannon.....	68
TABEAU VIII: Indice d'équitabilité.....	68
TABEAU IX : Indice de Menhinick.....	68
TABEAU X : P.I.E. de Hurlbert.....	68
TABEAU XI : Groupements benthiques caractéristiques et biotopes.....	81

INTRODUCTION

La région du parc industriel du Centre du Québec à Bécancour, est appelée à se développer rapidement dans les futures années. Déjà, sur ce tronçon du fleuve Saint-Laurent les berges sont occupées par le complexe nucléaire de Gentilly, une industrie chimique et une usine de transformation de l'acier.

De nombreuses études de caractérisation de l'environnement ont touché ce secteur au cours de la dernière décade. Dumas et al. (1976, 1977) ont étudié la qualité des eaux fluviales du secteur pendant plusieurs années consécutives. Une cartographie des macrophytes aquatiques a été exécutée (Blanchard et al., 1976) ainsi qu'une étude de la faune épiphytique (Lacoursière et al., 1975). Vaillancourt et al. (1976) ont étudié en détail les impacts des rejets d'eau chaude sur la faune malacologique durant les périodes d'essais préliminaires et de fonctionnement du premier réacteur nucléaire. Vincent et Vaillancourt (1977, 1978) ont défini des groupements benthiques dans la région des centrales nucléaires de Gentilly. Cependant, lors de ces études les auteurs se sont rarement attardés à étudier les groupements benthiques vivant en eaux polluées dans cette région.

Les méthodes européennes des indices biotiques, telles que celles de Verneaux (1973b) ou du Trent River Board (Woodiwiss, 1964) par exemple, n'ont pu être appliquées sur le fleuve Saint-Laurent à cause de la complexité du relief des zones littorales et des différences d'espèces impliquées. Il n'existe pas encore de système de codification, axé sur le benthos, propre à ce fleuve. D'autre part, certaines études ont été effectuées sur le fleuve ou ses embranchements et constituent des références utiles à nos travaux. Parmi ces études, citons celles de Vaillancourt (1968) sur la rivière Des Prairies, de Magnin (1970) qui travailla sur la faune benthique littorale du lac Saint-Louis près de Montréal, et de Mackie (1971) sur la rivière Outaouais qui a défini des associations d'eaux propres et polluées. Ce dernier ainsi que Pinel-Alloul et Magnin (1973) ont travaillé sur les cycles vitaux de différents Invertébrés benthiques du Québec. Par ailleurs, Vincent et al. (1978) ont mis au point une méthodologie de cartographie des associations benthiques du fleuve; ces associations ont été définies à l'aide des espèces fréquentes et constantes.

L'idée d'utiliser le benthos pour évaluer la qualité des milieux aquatiques n'est pas nouvelle; déjà en 1908 Kolkwitz et Marson avaient élaboré leur système des "saprobies" qui n'est rien d'autre qu'une classification des groupes benthiques en fonction des niveaux d'auto-épuration d'une rivière. Ce n'est que vers 1950 qu'on a mis sérieusement en doute la valeur indicatrice d'un groupe (Patrick, 1951). Gaufin et Tarzwell (1952, 1956) ont abandonné la notion "d'organisme indicateur" pour introduire le concept des associations benthiques. Ils se sont appuyés sur le fait que la plupart des organismes

des eaux polluées se retrouvent en eau propre; pour ces auteurs, l'absence ou la réduction du nombre d'organismes typiques des eaux propres sont aussi importantes que le nombre d'organismes indicateurs de milieux pollués. A partir de ce postulat, on a réalisé la nécessité d'identifier les organismes à l'espèce du fait que ce n'est qu'exceptionnellement que toutes les espèces d'un genre sont indicatrices de pollution (Patrick, 1953). Les premières espèces utilisées en typologie ont été des espèces d'Amphipodes, de Trichoptères, de Chironomides et d'Oligochètes (Illies et Botosaneanu, 1963). Le choix des Oligochètes comme indicateurs fut exploité par de nombreux chercheurs: Hynes (1959, 1960), Goodnight et Whitley (1961), Whitley (1968) et Milbrink (1973). Howmiller et Scott (1977) ont mis au point un indice de pollution basé sur l'abondance des espèces d'Oligochètes. Gross (1976) a classé des eaux polluées à partir du pourcentage d'Oligochètes dans le benthos, de la diversité spécifique des populations d'Oligochètes et de l'importance de deux associations de vers. Paine et Gauvin (1956) ont choisi les Diptères comme indicateurs. Vaillancourt (1968) qualifia l'Amphipode *Gammarus* sp. d'indicateur de la qualité des eaux de la rivière Des Prairies (Québec). Verneaux (1973a) fournit une description détaillée des différentes méthodes basées sur la présence d'indicateurs biologiques. Plusieurs chercheurs ont quantifié par diverses équations (diversité, similitude, affinité) la structure des populations benthiques. Des indices comme celui de Shannon (1948) et celui de Margalef (1957) sont encore utilisés et souvent fort critiqués (Cook, 1976). Depuis une vingtaine d'années, beaucoup d'indices sont apparus, chacun répondant à des exigences particulières. Par exemple, l'indice de diversité

communautaire de Margalef (1957) met en évidence la distribution des individus parmi les espèces dans la communauté; cet indice est très fortement relié au nombre d'individus. Par contre, l'indice de diversité de Shannon (1948) est pertinent pour comparer les structures de communautés de grandeurs différentes (Holland et al., 1973). Le P.I.E. (probability of interspecific encounter) de Hurlbert (1971) est sensible aux espèces rares contrairement à l'indice de Shannon qui les sous-estime (Holland et al., 1973). Des rétrospectives sur l'utilisation des principaux indices en relation avec le benthos ont été publiées par Goodnight (1973) et Wilhm (1967). Au début des années "1950" naissaient des méthodes de quantification des niveaux de pollution axées sur la faune benthique. Ces méthodes se voulaient des outils simples, facilement utilisables par des techniciens lors de contrôles routiniers de qualité des eaux. Les systèmes récents les plus connus sont ceux du Trent River Board (Woodiwiss, 1964), de Chandler (1970) et de Verneaux (1973b). Le système du Trent River Board ne considère pas les Mollusques comme des organismes "clés" alors que ces derniers sont souvent abondants dans les cours d'eau de grande taille. Le système de Verneaux (1973b) est encore très employé; dans celui-ci un indice biotique est attribué en fonction de la nature et du nombre des espèces et il y a pondération des données sur l'environnement.

Afin d'obtenir plus d'information sur le comportement des groupements faunistiques vivant dans les eaux polluées du fleuve Saint-Laurent, un programme d'échantillonnage a été entrepris entre les mois de juin et octobre 1977. Il s'agissait d'étudier deux sites pollués, d'évaluer par le biais

d'analyses physico-chimiques des eaux et des sédiments le degré d'altération des milieux, et par la suite, de procéder à l'analyse systématique de la communauté benthique. Outre l'importance accordée à la taxonomie, le but du travail est d'étudier certains indices connus tels que l'indice de diversité de Shannon, le pourcentage d'Oligochètes dans les prélèvements et le nombre d'Oligochètes par unité de surface, de façon à déterminer lesquels sont les plus pertinents pour déceler d'éventuels foyers de pollution organique dans la zone littorale du fleuve Saint-Laurent.

La taxonomie des organismes benthiques du fleuve est encore mal connue. Il est important, avant d'élaborer une méthodologie (axée sur les groupements benthiques) propre au fleuve, de vérifier la taxonomie des Invertébrés benthiques présents dans ses différentes zones (propres et polluées), d'établir la fidélité des associations et de mettre en évidence les espèces ou associations caractéristiques des milieux étudiés.

REMERCIEMENTS

J'exprime mes sincères remerciements aux personnes qui m'ont aidé à la réalisation de cette étude.

Au docteur Guy Vaillancourt, directeur de ce projet, pour ses encouragements continus ainsi que pour les moyens techniques mis à ma disposition.

Au docteur Bruno Vincent, chercheur du groupe de recherche Thermopol, pour la supervision globale de l'étude et pour l'intérêt manifesté tout au long du travail.

Aux deux appariteurs Françoise Caron et Pierre Sasseville pour l'empressement et la patience manifestés lors de l'assistance technique.

A Denis Lamontagne, étudiant au Département de Chimie-Biologie, pour son effort soutenu lors des travaux de terrain et pour sa rigueur scientifique en laboratoire.

A mon confrère Yvon Thibault, chercheur du groupe de recherche Thermopol, pour la correction des manuscrits ainsi qu'à Lucie Villemure également de Thermopol, pour la dactylographie des textes et des tableaux.

A Danielle Bouchard et au docteur LeRoy Pazdernik, chimistes du groupe de recherche Thermopol, pour leurs analyses physico-chimiques.

A Mireille Nadeau, étudiante graduée en biologie, pour ses conseils opportuns et ses discussions intéressantes sur le benthos.

Cette étude a été réalisée grâce aux bourses de la Direction générale de l'Enseignement Supérieur (Ministère de l'Éducation) et au support financier de l'Hydro-Québec .

CHAPITRE 1

PHYSIONOMIE DES ZONES PROSPECTÉES ET CHOIX DES STATIONS

Deux sites d'échantillonnage ont été retenus dans la zone du parc industriel de Bécancour; ils occupent respectivement la rive nord et la rive sud. Ils sont situés de part et d'autre de la batture de Gentilly. L'examen des figures 1 et 2 fournit une idée précise de l'emplacement des deux milieux étudiés par rapport à l'ensemble du tronçon fluvial. Dans cette région le fleuve Saint-Laurent est caractérisé par une batture qui divise ses eaux en deux chenaux. Le chenal nord, d'une profondeur moyenne de 12 mètres est utilisé comme voie navigable et est régulièrement dragué. Le chenal sud, de profondeur moyenne de 4 mètres reçoit les eaux usées du complexe nucléaire de Gentilly.

La rive nord de cette zone compte de nombreuses habitations et quelques grands espaces déboisés. Ses berges ont été transformées par l'homme pour l'édification de quais, de routes, de murs de protection contre l'érosion ou le passage des glaces, etc.; à cause de la proximité de la voie navigable la végétation aquatique y est rare, sauf entre l'île Valdor et la terre ferme.

Sur la rive sud, malgré l'implantation de grandes industries il subsiste quelques terres cultivées ainsi que des boisés. La faible déclivité de la rive sud favorise les inondations printanières. Les herbiers y abondent, particulièrement dans les baies calmes et ils supportent une faune épiphytique très riche; la sauvagine y trouve une nourriture abondante.

A. Site de la conserverie

Le premier site d'échantillonnage (figure 1) est localisé dans le delta de la rivière Du Moulin. Cette rivière, située à 2,5 kilomètres à l'est du village de Gentilly, reçoit, peu avant son contact avec la masse fluviale, les eaux usées d'une conserverie de viande. La présence de ces déchets crée une pollution très localisée dans le fleuve, ce qui attire notre intérêt. Nos stations sont placées dans la zone littorale fluviale sauf une station sise directement dans la rivière Du Moulin. Les berges du fleuve ont des pentes très faibles et la profondeur moyenne des diverses stations en période d'étiage (fin août) est d'environ un mètre. La station A, placée en amont de la rivière Du Moulin ne devrait pas être affectée par les eaux de cette dernière. La station B, située directement dans la rivière Du Moulin, possède le fond sableux et est sans végétation. La position de la station C, face à la rivière Du Moulin (figure 1) mais à bonne distance (300 mètres) de celle-ci, n'est que peu sujette à recevoir des eaux contaminées. D'abondants herbiers à dominance de *Vallisneria americana* caractérisent les stations A et C; l'espèce compagne y est *Myriophyllum* sp.. Les stations D, E et F, toutes situées en aval de la rivière Du Moulin (station B), reçoivent les eaux usées véhiculées par cette dernière; leur degré de contamination varie suivant le niveau de l'eau et la séquence des marées.

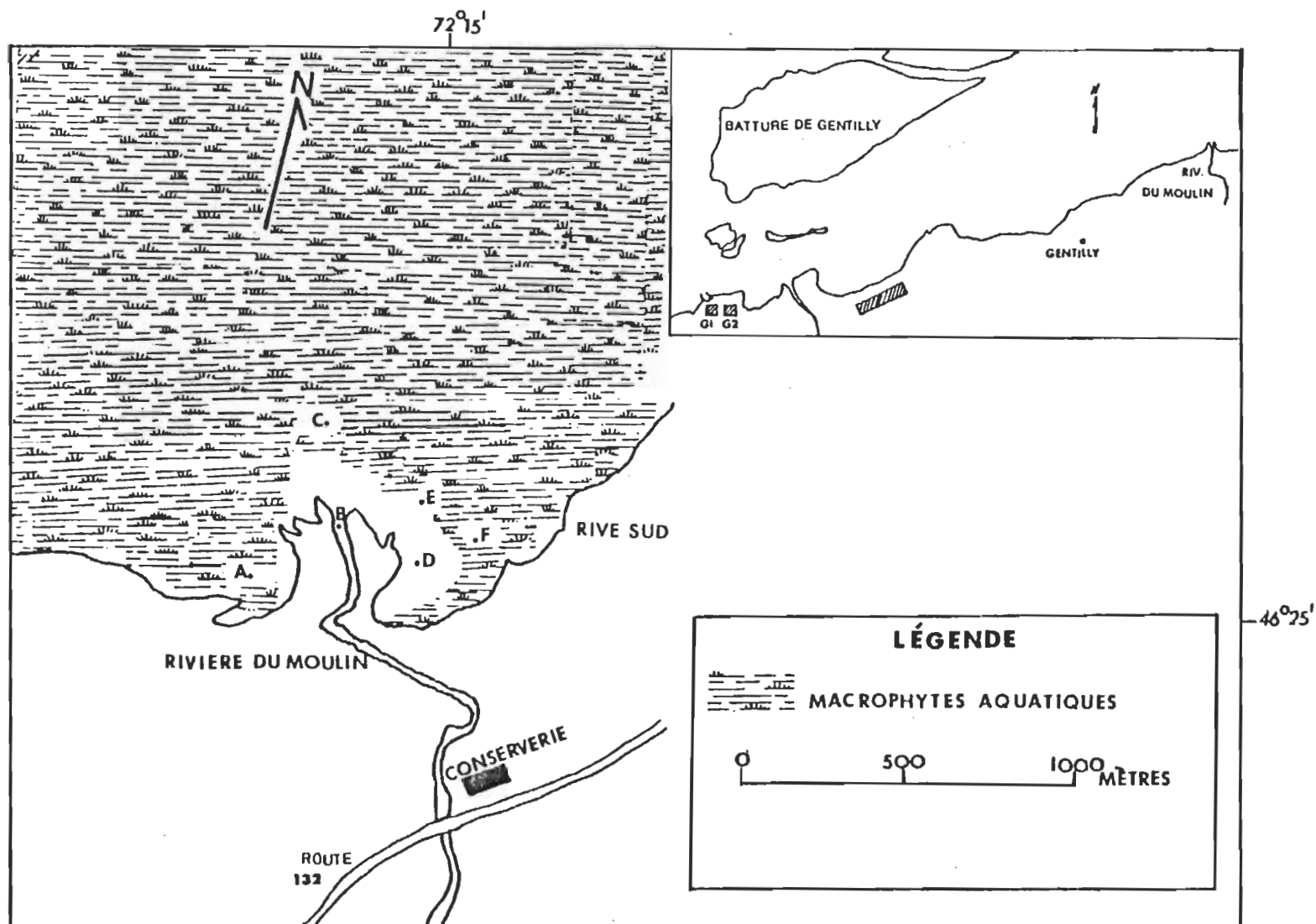


Figure 1. Emplacement des stations d'échantillonnage du site de la conserverie.

Dans la station D, dépourvue de végétation aquatique phanérogame, les fleurs d'eau apparaissent au cours de l'été. Aux stations E et F on retrouve les macrophytes *Vallisneria americana*, *Alisma gramineum* et *Heteranthera dubia*.

B. Site de l'île Valdor

La figure 2 représente l'emplacement des stations du second site. Ce second milieu concerne les abords de l'île Valdor. Cette île côtoie la rive nord du fleuve Saint-Laurent environ à mi-chemin entre le village de Champlain et la ville du Cap-de-la-Madeleine. La rive nord du fleuve reçoit dans cette région les effluents de l'industrie papetière ainsi que les eaux de la rivière Saint-Maurice. Il s'est déposé sur la pointe amont de l'île un amas de fibres de bois qui altère le substrat. Le couloir formé entre l'île et la terre ferme supporte une forte biomasse de macrophytes: *Vallisneria americana*, *Scirpus americanus*, *Sagittaria latifolia*, *Pontederia cordata* et *Nuphar variegatum*. Cette végétation freine le courant au point de l'arrêter complètement au mois de juillet. Ces plantes empêchent aussi les fibres de bois de se disperser uniformément le long de ce couloir. Le côté sud de l'île a un faciès essentiellement lotique à cause du chenal de navigation qui passe tout près; il y a absence totale de végétation de ce côté de l'île. Le choix de nos stations est fondé en partie sur l'importance de détritus végétaux dans les sédiments. On a voulu également par ce choix décrire la transition faunistique lors de changements de faciès. Les stations H et I sont situées en faciès lotique alors que les trois autres stations (G, J et K) se distinguent par leur caractère lénitique. Le lit du chenal où se trouvent les stations G, J et K (figure 2) est un véritable

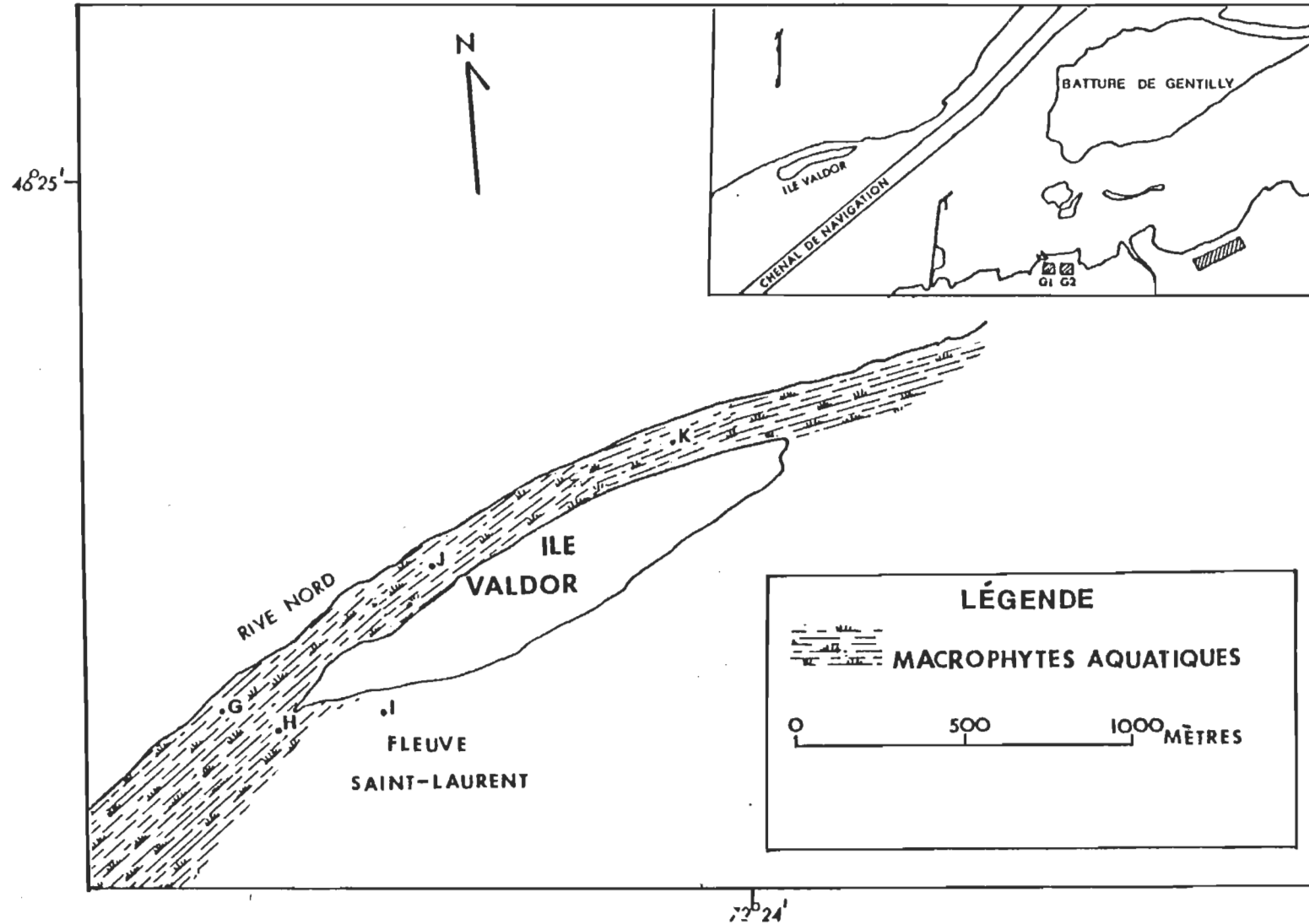


Figure 2. Emplacement des stations d'échantillonnage du site de l'île Valdor.

tapis de fibres ligneuses et de macrophytes en décomposition. La profondeur des stations est d'environ 1,5 mètres en période d'étiage (fin août) sauf à la station I où elle atteint 2,5 mètres.

CHAPITRE 2

MATÉRIEL ET MÉTHODE

La période d'échantillonnage s'est étendue de juin à octobre 1977. Chacune de nos stations a fait l'objet d'études physico-chimiques des eaux et des sédiments ainsi que d'une diagnose complète de sa faune benthique. Le repérage des stations de prélèvements s'est fait à l'aide de deux gisements pris sur des repères élevés (phares, églises). Une bouée a été placée en permanence à chacune des stations ainsi qu'un repère sous l'eau. Pour pallier à l'absence de carte possédant une échelle adaptée aux besoins de la présente étude, nous avons pris des photographies aériennes de l'emplacement des bouées; cela nous a permis d'élaborer une carte détaillée des deux sites.

A. Eau

Afin de bien préciser le degré de pollution de chacune de nos stations, nous avons caractérisé les eaux au moyen de (9) paramètres physico-chimiques et d'une analyse bactériologique. Les travaux de Klein (1959) nous ont guidé dans le choix des paramètres à analyser. Les paramètres retenus sont: l'alcalinité totale, le calcium, la numération des coliformes totaux, la conductivité, les ortho-phosphates, l'oxygène dissous, le pH, le tannin-lignine, la température et la turbidité. La fréquence des prélèvements de l'eau était

mensuelle, couvrant la période du mois de juin au mois de septembre; les dates précises des prélèvements sont le 13 juin, le 11 juillet, le 15 août et le 28 septembre 1977. Nous avons jugé inopportun de poursuivre plus tard l'échantillonnage car nous savons que c'est durant l'été, particulièrement en période d'étiage, qu'on décèle les pollutions les plus fortes.

L'échantillon d'eau était prélevé au moyen d'un récipient de plastique de trois litres. Pour les prélèvements d'eau requis pour le décompte des bactéries coliformes, nous avons utilisé des bouteilles de plastique Nalgene de 250 ml; ces bouteilles étaient fermées par un couvercle de plastique recouvert de gaze et de papier d'aluminium de façon à minimiser les risques de contaminations humaines. Toutes les bouteilles servant à l'analyse bactérienne étaient stérilisées avant leur utilisation. Pour déterminer la teneur en oxygène de l'eau, nous avons employé l'échantillonneur d'eau d'égout décrit dans le catalogue JC-300 de la compagnie "Central Scientific Company of Canada Limited". Cet appareil est un cylindre métallique renfermant une bouteille de verre de 300 ml à goulot conique. Un conduit relie le fond de la bouteille à l'extérieur du cylindre métallique et permet le remplissage de l'ensemble. Aussitôt la bouteille remplie, on replace le bouchon conique sous l'eau afin qu'aucune bulle d'air ne pénètre dans la bouteille.

1. Alcalinité totale

L'alcalinité nous indique le degré de minéralisation d'une eau et nous renseigne sur le degré d'oxydation des composés organiques (Nisbet et Verneaux, 1970). La mesure de l'alcalinité totale exprime le pouvoir d'une eau à neutraliser les ions hydrogène (McKee et Wolf, 1963). L'alcalinité totale dose les

hydroxydes (OH^-), les carbonates (CO_3^{--}), les bicarbonates (HCO_3^-), les phosphates (PO_4^{---}), les silicates (SiO_3^{--}) et l'ammoniaque (NH_4OH) (Nisbet et Verneaux, 1970). De fortes valeurs d'alcalinité servent de tampon et préviennent les variations brusques de pH (McKee et Wolf, 1963).

Le dosage de l'alcalinité totale a été effectué par titrage potentiométrique avec H_2S 0,02N jusqu'à pH de 4,5 (American Public Health Association, 1975). L'alcalinité totale est exprimée en mg/l de CaCO_3 .

2. Calcium

Le calcium joue un rôle de régulateur dans la perméabilité des membranes cellulaires et réduit ainsi la toxicité de plusieurs composés chimiques (plomb, zinc) envers les organismes (McKee et Wolf, 1963). Plusieurs auteurs (Boycott, 1936, Hubendick, 1958 et Stanczyowska et al., 1971) ont imputé à la teneur en calcium des eaux des variations d'abondance ou des caractéristiques de croissance de certains Mollusques.

Le dosage du calcium a été exécuté par spectroscopie d'absorption atomique, sur un appareil Varian Techtron AA-6, par aspiration directe.

3. Coliformes totaux (bactéries)

La numération des bactéries coliformes nous renseigne directement sur la charge en matière fécale des eaux de nos milieux; de plus, elle est un indice précieux dans la détection de pollution organique provenant d'égouts sanitaires et domestiques.

Notons que des limites ont été fixées pour les différentes utilisations d'une eau: baignade, loisir, alimentation, etc. (A.P.H.A., 1975). Les

prélèvements d'eau ont été pris à 30 cm sous la surface. On trouvera dans la brochure de Millipore AM 302 (1973) et dans "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (A.P.H.A., 1975) la description de la technique d'échantillonnage et la méthodologie des membranes filtrantes. Le milieu de culture utilisé est le MF-Endo et les membranes sont du type HA avec pores de $0,45 \mu\text{M}$.

4. Conductivité

La conductivité est la mesure de tous les ions en solution; elle exprime le degré de minéralisation d'une eau et elle est souvent reliée au pH et à l'alcalinité (Nisbet et Verneaux, 1970). C'est une analyse simple et rapide qui n'est pas particulièrement utile dans la détection des foyers de contamination mais elle est utile pour comparer les types d'eau baignant nos deux sites. La mesure de la conductivité s'est effectuée à l'aide d'un conductivimètre Myron-L-DS Meter à lecture directe; l'échelle couvre l'étendue de 0 à $5000 \mu\text{mhos-cm}^{-1}$.

5. Ortho-phosphate

Les ortho-phosphates représentent la majeure partie du phosphore présent dans l'eau. Les concentrations en ortho-phosphates sont souvent indiquées dans des études de pollution des eaux car elles permettent d'estimer les degrés d'eutrophisation ou de pollution causées par exemple par des détergents (Nisbet et Verneaux, 1970). L'analyse s'effectue par méthode colorimétrique à l'acide ascorbique. Les ortho-phosphates de l'échantillon d'eau sont complexés sous forme de phosphomolybdate qui est réduit par l'acide ascorbique. On mesure la couleur bleue résultante par spectrophotométrie à la longueur d'onde $880 \text{ m}\mu$ (A.P.H.A., 1975).

6. Oxygène dissous

A cause de l'importance de son rôle sur la faune aquatique, l'oxygène est un facteur essentiel à considérer dans des études de pollution. Une modification de la teneur de l'oxygène dissous dans un milieu est susceptible d'influencer directement le comportement d'une biocénose fluviale (Vaillancourt, 1968). Néanmoins, il faut toujours tenir compte des températures de l'eau lors de l'interprétation des données d'oxygène dissous; cela permet d'établir des pourcentages qui reflètent vraiment la teneur du milieu. Dès qu'on retire la bouteille de l'échantillonneur (cylindre de métal), on ajoute à l'échantillon d'eau les réactifs (sulfate manganéux et réactif alcali-iodo-azide). Au laboratoire, l'échantillon est titré au thiosulfate de sodium; c'est en fait la méthode de Winkler avec modification azide (A.P.H.A., 1975).

7. pH

Les organismes peuvent supporter de grandes variations de pH (Klein, 1959). Même si les valeurs de pH ne sont pas directement tributaires d'une source de pollution organique, elles peuvent être modifiées par le taux de décomposition de la matière organique et même par l'activité de la photosynthèse (Pagé, 1971).

Il existe des valeurs critiques du pH pour la vie aquatique. Par exemple, des valeurs de pH inférieures à 5 sont peu favorables à la vie piscicole (Nisbet et Verneaux, 1970) alors que la croissance bactérienne est diminuée par des valeurs de pH inférieures à 4 (Taylor, 1958). De plus, selon Klein (1959), il se produit des effets de synergie entre des substances toxiques et certaines valeurs de pH. Le pH a été mesuré par méthode électrométrique (pH-mètre Fisher) avec une précision de 0,02 unités pH.

8. Tannin-lignine

Cette analyse a déjà été utilisée par Dumas et al. (1977) pour quantifier l'impact des industries papetières sur le milieu fluvial. Comme un de nos sites est sur la rive nord, rive baignée par les eaux de la rivière Saint-Maurice, il est pertinent d'inclure ce test. Les tannins et les lignines réduisent les acides tungsto-phosphoriques et molybdo-phosphoriques en formant une couleur dont l'intensité est mesurable par spectrophotométrie. Cette méthode décrite par l'A.P.H.A. (1975) est valable jusqu'à des concentrations de 9 mg/l d'acide tannique.

9. Température

La température est un facteur primordial en milieu aquatique. Elle contrôle le métabolisme des organismes et régularise le taux de purification naturelle d'un cours d'eau. Une augmentation de la température de l'eau entraîne une diminution de la solubilité de l'oxygène dans l'eau, engendre un accroissement du taux de consommation de l'oxygène par les micro-organismes et accélère la décomposition des matières organiques (Renn, 1957).

Selon Arnold (1962), le nombre de plantes et d'organismes vivant sur le fond d'un cours d'eau diminue lorsque la température de l'eau est supérieure à 30 °C. Ainsi, il est nécessaire de vérifier la température de l'eau même dans des cas de pollution chimique car des variations naturelles des températures de l'eau peuvent avoir des impacts défavorables sur la faune.

On s'est servi d'un thermomètre de laboratoire "Fisher" gradué de -20 °C à 110 °C avec précision de 0,5 °C.

10. Turbidité

La turbidité est la mesure de l'interception et de la diffusion de la lumière par des particules en suspension dans l'eau (Pagé, 1971). C'est une analyse pertinente dans les problèmes d'altérations physiques des milieux: érosion, dragage, travaux portuaires, remblaiement.

En milieu fluvial, plusieurs facteurs participent à la formation d'eaux turbides, ce sont les vagues, les marées, les bateaux et les déchets organiques. On a employé le turbidimètre "Hellige" qui permet d'exprimer les résultats en unités "mg/l de SiO₂". La méthode consiste en l'extinction de la lumière d'une ampoule électrique provoquée par l'opacité de l'échantillon. La turbidité est inversement proportionnelle à la quantité de lumière traversant la colonne d'eau.

B. Sédiments

Nous avons choisi cinq paramètres pour caractériser les sédiments: le pH, le pourcentage de matière organique, le phosphore, le calcium et l'analyse granulométrique des sédiments. Pour les besoins des analyses chimiques des sédiments, nous avons échantillonné à deux reprises, soit en juillet et en septembre. Par ailleurs, pour les besoins de l'analyse granulométrique, compte tenu de la stabilité relative des substrats durant la période d'étude, nous avons échantillonné seulement une fois au mois de juillet. Les sédiments ont été recueillis avec une benne Petersen qui couvre une surface de 0,1 m². L'analyse chimique des sédiments a été confiée en partie au laboratoire du Ministère de l'Agriculture de Nicolet tandis que les laboratoires de l'Université du Québec à Trois-Rivières complétaient l'autre partie.

1. pH des sédiments

L'étude du pH des sédiments est intéressante car il y a un lien étroit entre ce paramètre et la nature granulométrique des sédiments (Laferrière et Vaillancourt, 1978). De plus, on dispose de plusieurs valeurs de pH recueillies dans l'ensemble du secteur pour des travaux connexes. Ainsi, des études récentes (Pazdernik et al., 1978) ont démontré que des valeurs de pH supérieures à 7,5 sont caractéristiques des argiles compactées où la matière organique est peu abondante. Des valeurs de pH inférieures à 6,0 indiquent souvent des substrats mous, à hauts pourcentages de matière organique, associés à de grandes biomasses végétales.

On a déterminé le pH par méthode électrométrique en liquéfiant les sédiments selon la technique préconisée par le Ministère des Terres et Forêts (Martin, 1972).

2. Matière organique

La teneur en matière organique des sédiments est parfois indicatrice de la productivité du milieu et elle nous renseigne sur la nature des substrats. Nous avons employé la méthode de Walkley et Black (1934). Ce protocole d'analyse consiste en une digestion de la matière organique par oxydation humique en utilisant le bichromate de potassium en milieu sulfurique. Cette oxydation terminée, le bichromate résiduel est dosé par une solution normale de sulfate ferreux avec le diphénylamine comme indicateur.

3. Phosphore

Même si les ortho-phosphates ont été dosés dans l'eau, il est important

de mesurer la concentration de phosphore dans les sédiments car tel que démontré par Olsen (1964) et Wetzel (1975), les sédiments jouent un rôle d'échangeur de phosphore et peuvent servir de réservoir de phosphates assimilables.

La technique utilisée est tirée des cahiers de laboratoire du Ministère des Terres et Forêts (Martin, 1972) laquelle est fondée sur des mesures spectrophotométriques.

4. Calcium

Le dosage du calcium dans les sédiments nous renseigne sur l'abondance des Mollusques et sur le transport des sédiments; on sait que les coquilles, à cause de leurs teneurs en calcium, peuvent influencer la concentration calcique des sédiments.

Le dosage s'est effectué par spectrophotométrie d'absorption atomique sur un appareil Varian Techtron AA-6.

5. Granulométrie

L'analyse granulométrique est nécessaire afin d'identifier les substrats de nos stations et conséquemment de comparer nos stations et nos sites.

La granulométrie d'un substrat aquatique est lié à plusieurs facteurs abiotiques, tels le courant, la géologie et la morphologie. De plus, la nature du fond agira à son tour sur les composantes biotiques (végétation et faune). C'est pourquoi lors d'études de milieux pollués, il faut comparer des stations à substrats similaires de façon à ne pas accoler à des stations sableuses, pauvres en faune, le qualificatif de "polluées".

L'analyse granulométrique consiste en un tamisage de vingt minutes des sédiments séchés à l'étuve (100°C). Une colonne de tamis (1410 μm , 841 μm , 500 μm , 300 μm , 210 μm , 50 μm et fond de tamis) a séparé les particules. Les particules retenues dans chacun des tamis ont été pesées sur une balance de précision. La méthode de Boyoucos (1936) permet de quantifier la proportion des limons et argiles non retenus par les tamis.

C. Benthos

Le choix de l'utilisation de la faune benthique pour étudier les modifications de milieux aquatiques s'appuie sur plusieurs critères; en effet, la faune des Invertébrés benthiques est peu mobile, facile à capturer et ne peut pas fuir rapidement en présence de conditions défavorables (Beck, 1954). La flore aquatique n'est pas assez liée à la qualité de l'eau tandis que la microflore l'est trop (Illies et Botosaneanu, 1963). La faune ichthyenne est trop mobile pour être indicatrice.

L'échantillonnage mensuel s'étale du mois de juin à octobre 1977: 10 juin, 25 juillet, 20 août, 26 septembre et 20 octobre 1977. Il est préférable d'échantillonner jusqu'en octobre car c'est la période où l'on trouve le plus grand nombre d'organismes benthiques. Les échantillons de faune ont été prélevés avec une benne Petersen qui couvre une surface de 0,1 m². Le tamisage des échantillons faunistiques était fait sur le terrain à l'aide d'un tamis de 500 microns d'ouverture de mailles.

Tous les éléments du benthos ont été déterminés à l'espèce sauf les Chironomides et quelques Oligochètes dont l'identification s'est arrêtée au genre. Un élevage de Chironomides a permis d'identifier à l'espèce quelques

adultes mais le taux d'éclosion était cependant trop faible pour pouvoir quantifier ces déterminations. Pour l'identification des Mollusques, nous avons utilisé les ouvrages de Clarke et Berg (1959), Clarke (1973) et Burch (1975). Les travaux de Brinkhurst et Jamieson (1971) ont servi de référence pour l'étude des Oligochètes. La taxonomie des Hirudinées a été complétée à partir de la classification de Davies (1971). Nous nous sommes inspirés des travaux de Townes (1945), Roback (1957) et Mason (1973) pour identifier les Chironomides. Les autres Insectes ont été déterminés en consultant les travaux de Ross (1944), Pennack (1953), Usinger (1956) ainsi que Ward et Whipple (1966). La clé de détermination de Williams (1970) nous a permis d'identifier les Isopodes de nos milieux.

Après avoir observé les groupes taxonomiques et les espèces présentes à nos stations, nous allons étudier des méthodes qui concentrent les informations sur la faune. Les méthodes choisies sont le Pourcentage de Similitude des Communautés (Wittaker et Fairbanks, 1958), les groupements d'espèces d'après la présence à tous les mois, certains indices de diversité (Shannon, équitabilité, Menhinick, Hurlbert) et deux indices basés sur l'abondance des Oligochètes dans le benthos (Goodnight, 1973).

Dans le but d'obtenir une classification de nos stations à partir de leur composition faunistique, nous avons essayé de les regrouper en utilisant le Pourcentage de Similitude des Communautés (P.S.C.)(Wittaker et Fairbanks, 1958) dont la formule est:

$$P.S.C. = 100 - 0,5 \sum a - b$$

où $a =$ pourcentage de l'espèce considérée dans la première station

b = pourcentage de la même espèce dans la seconde station

Notons que cette formule inclut une notion d'abondance, contrairement à plusieurs autres coefficients qui ne tiennent compte que de la présence des espèces. Pour l'expression des pourcentages de similitude, nous avons opté pour la méthode de représentation de Bonnet (1964); c'est un mode d'expression graphique qui évite l'interprétation à partir des séries de nombres.

Les indices de diversité ont été calculés en utilisant tous les organismes du benthos; un programme informatique a été mis au point de façon à calculer tous les indices sur ordinateur CDC-3000.

Voici les équations des indices choisis:

Indice de Shannon:
$$\bar{d} = \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

Indice d'équitabilité:
$$Eq. = \frac{\bar{d}}{\log_2 N}$$

Indice de Menhinick
$$d = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

Indice de Hurlbert:
$$P.I.E. = \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} \right) \left(\frac{N-n_i}{N-1} \right)$$

où \bar{d} = indice de diversité de Shannon
 n_i = nombre d'individus dans la "ième" espèce
 N = nombre d'individus dans les prélèvements
 S = nombre d'espèces dans les prélèvements

CHAPITRE 3

LES BIOTOPES

Afin de nous permettre de caractériser les biotopes, nous avons fait l'analyse physico-chimique de l'eau et des sédiments de nos stations. Ainsi on pourra essayer de classer nos stations par rapport à leurs niveaux de pollution.

A. Eau

Pour évaluer la qualité de l'eau à nos deux sites, soit à la rivière Du Moulin et à l'île Valdor, nous avons analysé dix (10) paramètres d'ordre physique, chimique et bactériologique. Les résultats sont exprimés sous forme de graphiques pour la plupart des paramètres. Cependant, pour l'analyse de l'oxygène dissous (mg/l), celle des ortho-phosphates (mg/l P) et celle des bactéries coliformes (n/100 ml), nous avons exprimé les résultats sous forme de tableaux; plusieurs dosages des ortho-phosphates sont en dessous du seuil de détection de la méthode d'analyse, pour les bactéries coliformes les décomptes s'arrêtent à 240 000 et pour l'expression de l'oxygène dissous, le tableau est seulement un complément pour le graphique exprimé en pourcentage de saturation. Les figures 3 et 4 ainsi que les tableaux I, II et III expriment les valeurs mensuelles de chacun des paramètres. Sur les figures 3 et 4, pour chacun des

mois, les valeurs des stations d'un même site sont reliées. Les traits entre les points ne sont pas significatifs. En positionnant nos stations, selon leur séquence dans le fleuve, il est plus facile de voir la différence entre les stations lorsque les points sont reliés. On aurait pu également relier les valeurs des différents mois pour une même station, mais le but de l'étude n'était pas d'évaluer l'évolution temporelle des paramètres.

1. Alcalinité totale

Les valeurs d'alcalinité du site de la conserverie (figure 3) sont comprises entre 56,9 (station A, juillet) et 99,8 mg/l CaCO_3 (station B, septembre); cette dernière valeur, enregistrée dans la rivière Du Moulin, est vraiment hors de l'ensemble des données (la seconde plus élevée étant de 74,8 mg/l à la station E en septembre). La moyenne pour toutes nos stations du site de la conserverie est de 68,0 mg/l; cette moyenne correspond dans la classification de Misbet et Verneaux (1970) à des eaux peu alcalines typiques des bordures de massifs cristallins. On note une augmentation progressive des valeurs de l'alcalinité de juillet à septembre sauf à la station D; en effet, on passe de 56,9 à 66,7 mg/l en A, 65,8 à 99,8 mg/l en B, 68,0 à 74,8 mg/l en C, 62,4 à 74,8 mg/l en E et 65,3 à 74,8 mg/l en F. On peut imputer cette augmentation d'alcalinité au cours de l'été à l'action photosynthétique importante dans cette région.

Au deuxième milieu (île Valdor) les données d'alcalinité varient entre 18,4 (station H, septembre) et 50,2 mg/l CaCO_3 (stations G, J et K en juin). La moyenne pour le site de l'île Valdor est de 33,2 mg/l; celle-ci classe le milieu comme étant caractéristique des rivières à substrat acide (Nisbet et

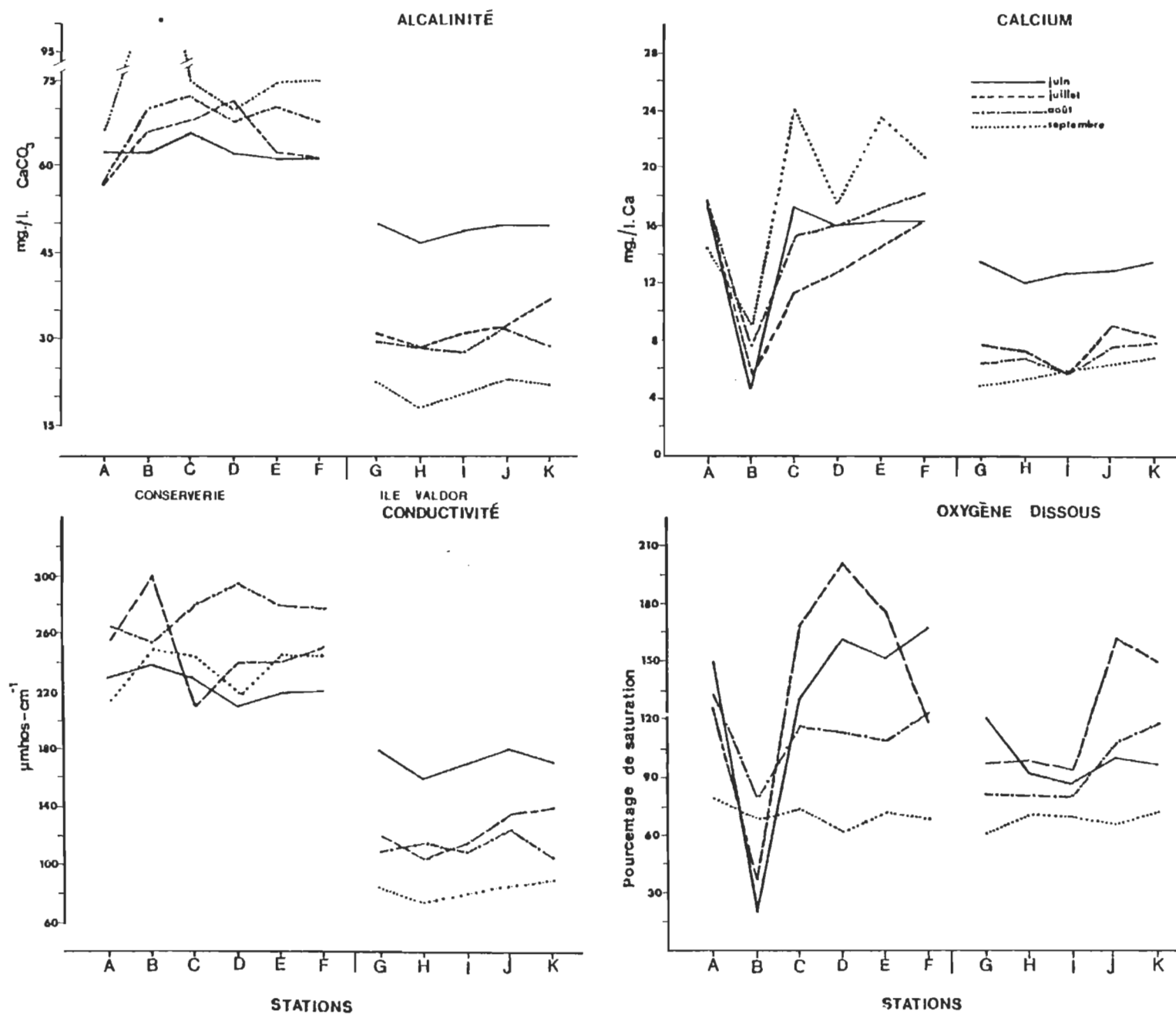


Figure 3. Valeurs mensuelles d'alcalinité, de calcium, de conductivité et d'oxygène dissous pour chacune des stations.

Verneaux, 1970). Contrairement à ce qu'on avait noté à la conserverie, ici les taux d'alcalinité décroissent des mois de juin à septembre; ainsi, on passe de 50,2 à 23,0 mg/l en G, 46,8 à 18,4 mg/l en H, 49,1 à 20,7 mg/l en I, 50,2 à 24,2 mg/l en J et 50,2 à 23,0 mg/l en K. Cette évolution du paramètre de l'alcalinité peut être due à des propriétés intrinsèques de la rivière Saint-Maurice. Les variations mensuelles sont beaucoup plus importantes à ce dernier site.

2. Calcium

La figure 3 représente les valeurs de calcium pour chacune des stations et ce à chaque mois. Les taux de calcium des eaux du premier site (conserverie) varient de 4,7 (station B, rivière Du Moulin) à 24,1 mg/l Ca (station C). Les valeurs obtenues dans la rivière Du Moulin (4,7 à 9,2 mg/l) sont inférieures à celles mesurées aux autres stations du site. La moyenne générale pour l'ensemble des stations du site est de 15,3 mg/l.

A l'île Valdor (figure 2), la valeur minimale est trouvée à la station G en septembre (4,9 mg/l Ca) et la valeur maximale (13,5 mg/l) aux stations G et K en juin. Les moyennes par station indiquent que les eaux des stations à caractère lotique (H et I) renferment des concentrations plus faibles en calcium (7,9 et 7,5 mg/l). La moyenne pour ce dernier milieu est de 8,3 mg/l Ca.

3. Coliformes totaux (bactéries)

Le tableau I exprime le nombre de bactéries coliformes trouvées à chacune des stations. Nous avons cessé les décomptes à 240 000 bactéries coliformes (/100 ml) car à ce niveau un cours d'eau est sérieusement pollué et des numérations plus élevées nous donneraient bien peu d'informations supplémentaires sur la qualité des eaux de celui-ci.

TABLEAU I
Numération des bactéries coliformes (coliformes totaux/100 ml)

Stations Dates	CONSERVERIE						ILE VALDOR				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
13/6/77	110	140000	812	16	648	1300	3500	3200	6100	3000	3600
11/7/77	1150	240000 ⁺	3500	50000	2200	7600	8600	9500	13000	5400	4200
15/8/77	3900	240000 ⁺	29000	240000 ⁺	240000 ⁺	240000 ⁺	30000	51000	98000	19000	5000
28/9/77	20000	240000 ⁺	20000	7000	2000	8000	19000	26000	14000	29000	3500

+ : décomptes interrompus

TABLEAU II
Ortho-phosphates (mg/l P)

Stations Dates	CONSERVERIE						ILE VALDOR				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
13/6/77	*-	1,85	0,20	0,40	0,17	0,10	0,02	-	0,02	-	-
11/7/77	0,08	1,40	0,37	0,15	0,29	0,11	0,09	0,11	0,09	0,08	0,08
15/8/77	-	0,25	0,05	0,08	-	0,02	-	-	-	-	-
28/9/77	-	0,10	-	0,07	-	-	-	-	-	-	-

*: échantillon dont les concentrations sont sous le seuil de détection de la méthode.

TABLEAU III
Oxygène dissous (mg/l)

Stations Dates	CONSERVERIE						ILE VALDOR				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
13/6/77	12,8	1,6	11,8	14,1	13,3	14,6	11,0	8,7	8,2	9,2	8,9
11/7/77	11,0	2,9	14,4	16,6	14,7	10,1	7,8	8,0	7,7	12,9	11,8
15/8/77	12,1	6,5	10,6	10,2	9,9	11,2	7,0	6,9	6,9	9,4	10,4
28/9/77	8,6	7,2	7,9	6,6	7,8	7,4	6,3	7,3	7,2	6,8	7,3

Les rejets de la conserverie contaminent sérieusement la rivière Du Moulin (station B) ainsi que les stations se situant en aval durant les mois d'été. Les stations témoins A et C ont des nombres de bactéries inférieurs aux autres stations sauf au mois de septembre (20 000 coliformes/100 ml en A et C). Ces fortes valeurs en A et C en septembre peuvent être reliées à la présence d'un bassin d'oxydation naturelle localisé à un kilomètre en amont de la station A; ce bassin situé sur les bords du fleuve reçoit les eaux usées du village de Gentilly et les déverse lentement dans le fleuve par un trop-plein. Dans l'ensemble on peut constater qu'au mois d'août les valeurs sont très élevées sauf à la station A.

Les dénombrements effectués à l'île Valdor s'échelonnent de 3 000 bactéries/100 ml en J (juin) à 98 000/100 ml en I (août). Encore ici, les nombre maximaux sont atteints en août. La station lotique I affiche les plus forts taux du site au cours des trois premiers mois avec des décomptes de 6 100, 13 000 et 98 000 bactéries coliformes par 100 ml.

4. Conductivité

La figure 3 exprime les valeurs de la conductivité que nous avons mesurées à chacune de nos stations. Les valeurs de conductivité des eaux de la conserverie varient entre 210 et 300 $\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$; la moyenne pour ce site est de 246 $\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$. Les moyennes de chaque station indiquent l'homogénéité des stations de ce site pour ce paramètre. A l'exception de la station B (rivière Du Moulin), toutes les stations (A, C, D, E et F) voient leurs concentrations en ions augmenter de juin à août; en septembre à ces mêmes stations les valeurs correspondantes s'abaissent.

La moyenne générale des concentrations de l'île Valdor est de $123 \mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$, soit exactement la moitié de celle du premier site. La valeur maximale de ce site (île Valdor) est $180 \mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$ (stations G et J, juin) et la valeur minimale est de $75 \mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$ (station H, septembre). On observe à ce site une diminution régulière au cours des mois des concentrations en ions sauf à la station H où nous avons mesuré une augmentation des valeurs en août. Notons qu'entre les mois de juin et de septembre nous observons les variations suivantes: 180 à 85 en G, 160 à 75 en H, 170 à 80 en I, 180 à 85 en J et 170 à 90 en K. Ainsi, pour ce milieu, on observe la même évolution que pour les valeurs de l'alcalinité. Enfin, on remarque que les deux stations à caractère lotique, I et H, ont les moyennes les plus faibles parmi nos onze (11) stations, soit respectivement 119 et $114 \mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$.

5. Ortho-phosphate

Nous avons mesuré les valeurs maximales (tableau II) à la rivière Du Moulin (station B), soit des concentrations de 1,85 mg/l P et 1,40 mg/l P. Les stations en aval de la station B semblent être réceptrices des eaux de la rivière Du Moulin; en effet, leurs concentrations sont en rapport avec la concentration de la station B. Lorsque nous avons mesuré à la station B une valeur de 1,85 mg/l pour le mois de juin, les concentrations établies aux stations en aval étaient notables (0,20 et 0,40 mg/l). De plus, lorsque la concentration en B est de 0,10 mg/l telle qu'estimée en septembre, une seule station en aval, soit la station D (0,07 mg/l) a permis la détection d'ortho-phosphates.

Autour de l'île Valdor les concentrations sont très faibles. La valeur

maximale enregistrée est de 0,11 mg/l P à la station H, au mois de juillet. Il est intéressant de noter que la plupart des valeurs détectables ont été trouvées au mois de juillet.

6. Oxygène dissous

Nous avons exprimé nos résultats d'oxygène en mg/l (tableau III) et en pourcentage de saturation (figure 3); cette dernière façon d'exprimer les valeurs d'oxygène dissous prend en considération l'effet de la température sur la solubilité d'un gaz et est utile pour comparer les valeurs enregistrées pendant les différentes périodes de l'année.

Au site de la conserverie, à la station B, nous avons mesuré la plus faible valeur soit 1,6 mg/l au mois de juin tandis que la valeur maximale, soit 16,6 mg/l, a été obtenue à la station D en juillet. Exception faite des valeurs de la rivière Du Moulin, tous nos résultats dépassent 100% de saturation au cours des trois premiers mois d'échantillonnage. On observe une chute importante de la teneur en oxygène dissous au mois de septembre; on passe de 134% à 79% en A, 124% à 69% à la station F, 117% à 74% en C.

Les stations du site de l'île Valdor sont caractérisées par l'homogénéité des valeurs de l'oxygène dissous; ainsi, on note une différence de 6,6 mg/l pendant toute la période d'échantillonnage comparativement à 15,0 mg/l au site de la conserverie. Le minimum enregistré est de 6,3 mg/l à la station G en septembre et le maximum atteint 12,9 mg/l à la station J en juillet. Les valeurs des deux stations voisines J et K ont dépassé 100% de saturation aux mois de juillet et août; leurs valeurs respectives de 162% et 150% de saturation en juillet sont très élevées pour ce site.

7. pH

La figure 4 exprime les valeurs mensuelles enregistrées à chacune des stations. Au site de la conserverie les valeurs varient de 6,70 à 9,95; la moyenne générale est de 8,62. La rivière Du Moulin (station B) présente les valeurs les plus acides de ce site pour chacun des mois (6,70 à 9,20). Les stations affectées D, E et F ont des pH légèrement plus basiques (\bar{x} = 8,92, 8,86 et 8,84) qu'à notre station témoin A (\bar{x} = 8,65).

Au site de l'île Valdor, une valeur minimale de 6,00 (station K, août) et un maximum de 9,50 (station J, juillet) ont été mesurés. La moyenne globale des pH pour ce site est de 7,37. Il ressort que les trois stations littorales lénitiques G, J et K, ont des pH des eaux plus basiques (\bar{x} = 7,27, 7,77, 7,52) que nos deux stations à caractère lotique I et H (\bar{x} = 7,16); on peut imputer la légère différence à l'activité photosynthétique importante à nos stations lénitiques.

8. Tannin-lignine

Les tannins, qui sont des constituants naturels des plantes se retrouvent en solution dans l'eau après la dégradation des végétaux (Dumas et al., 1977). La figure 4 exprime les résultats de cette analyse. La moyenne pour les échantillons des eaux du site de la conserverie est de 0,89 mg/l acide tannique. La valeur maximale (2,74 mg/l) est enregistrée en septembre à la station B. L'apport de la rivière Du Moulin semble influencer la teneur en tannin-lignine des autres stations. En comparant les valeurs des stations A (témoin) et D on peut mesurer l'impact créé par la rivière. A ce site, nous notons deux sommets mensuels; un premier sommet survient au mois de juillet alors que l'autre se produit à la fin du mois de septembre.

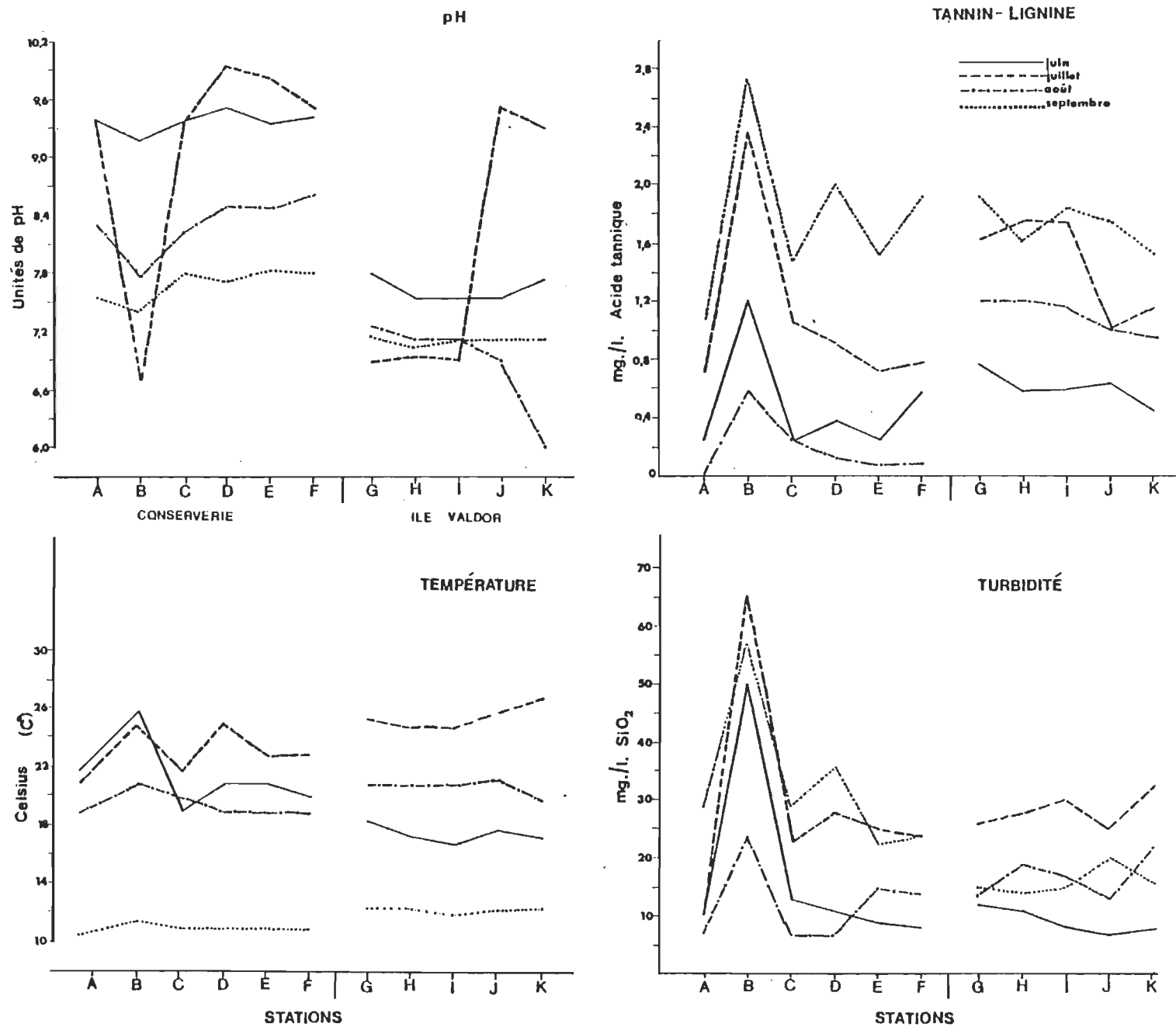


Figure 4. Valeurs mensuelles de pH, de tannin-lignine, de température et de turbidité pour chacune des stations.

Au site de l'île Valdor la moyenne s'établit à 1,22 mg/l acide tanique; on y rapporte une valeur minimale de 0,45 mg/l (station K, juin) et un maximum de 1,92 mg/l (station G, septembre). Les stations en amont de l'île, les stations G, H et I ont des moyennes (1,37, 1,33 et 1,29 mg/l) supérieures aux stations J et K (1,10 et 1,01 mg/l); cela résulte possiblement de la proximité des stations G, H et I de la rivière Saint-Maurice et des industries papetières.

9. Température

A l'examen des résultats de la figure 4, on constate que la rivière Du Moulin (B) a des eaux (\bar{x} = 20,9 °C) plus chaudes que celles des autres stations fluviales de ce site (\bar{x} = 17,8 à 19,0 °C). L'écart de température à ce site s'étend de 10,5 °C (septembre) à 26,0 °C en juin. Le sommet des températures est atteint en juillet pour les stations C, D, E et F; à cette période, la température moyenne du site est de 23,2 °C.

La moyenne des températures à l'île Valdor est de 19,2 °C alors que des valeurs minimales de 12,8 °C (station I, septembre) et maximales de 27 °C (station K, juillet) ont été mesurées. Les températures maximales tout comme au premier site ont été enregistrées en juillet. Les deux stations lotiques (I et H) ont les moyennes globales les plus basses (18,8 °C et 19,0 °C) de ce site.

10. Turbidité

Les valeurs mensuelles de turbidité sont exprimées graphiquement à la figure 4. La moyenne pour l'ensemble des stations du site de la conserverie

est de 23 mg/l SiO_2 . La rivière Du Moulin est caractérisée par des valeurs élevées de turbidité (24 à 65 mg/l); cependant, cette forte turbidité ne s'étend pas à toutes les stations en aval, soit les stations D, E et F.

Au site de l'île Valdor, les valeurs mesurées s'échelonnent de 7 à 32 mg/l SiO_2 . La moyenne pour ce site s'établit à 17,6 mg/l SiO_2 . Les valeurs maximales pour ce dernier site ont été enregistrées en juillet aux stations I et K.

B. Sédiments

L'analyse de cinq paramètres physico-chimiques nous a permis de caractériser les sédiments de nos stations. Les paramètres choisis, consignés aux figures 5, 6 et 7 sont la mesure du pH, le pourcentage de matière organique, la teneur en phosphore, le dosage du calcium et l'analyse granulométrique. Bien que toutes les analyses des sédiments soient représentées sous forme graphique, on retrouvera en appendice les valeurs ayant servi à la construction des figures. Ces analyses nous renseigneront surtout sur les propriétés édaphiques de nos milieux.

1. pH des sédiments

La figure 5 exprime les valeurs du pH des sédiments récoltés à toutes nos stations. Au premier site, soit celui de la conserverie, les valeurs varient entre 5,0 et 6,9. La moyenne globale de 6,4 est normale pour la zone littorale fluviale du secteur de Gentilly (Pazdernik et al., 1977). Il est intéressant de noter que les valeurs de septembre sont toutes plus faibles que celles du mois de juillet. Notons également le grand écart entre les mois échantillonnés pour les stations B, C et F.

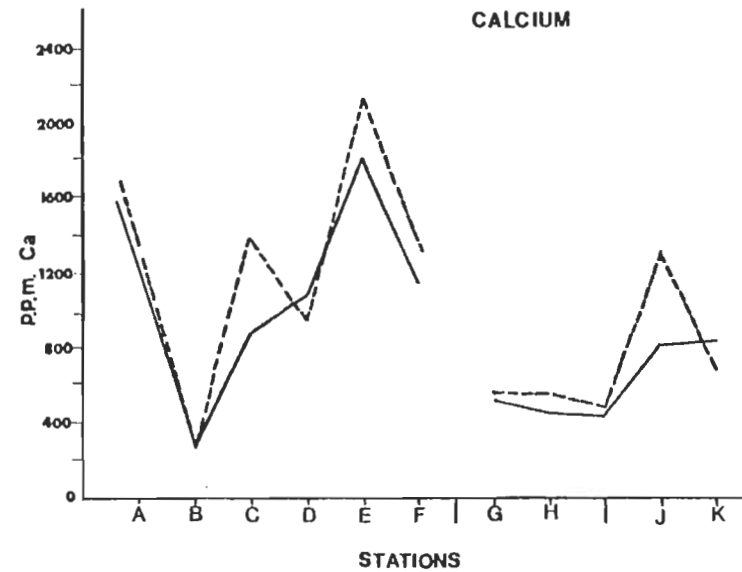
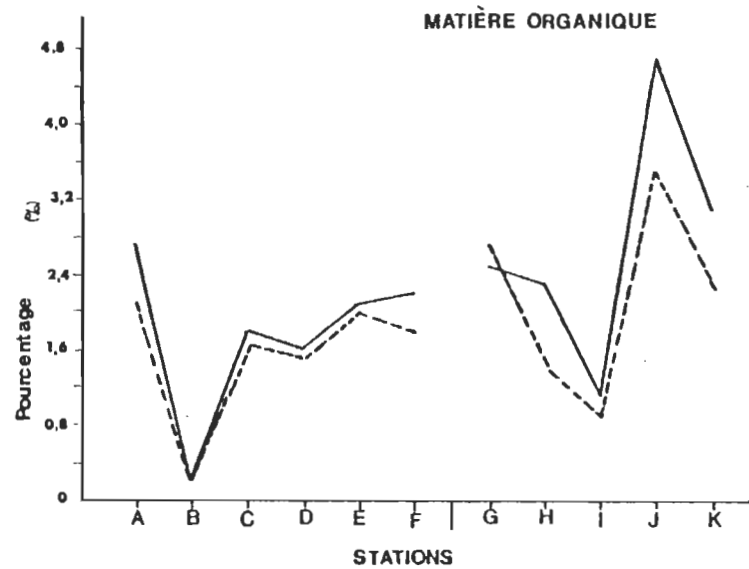
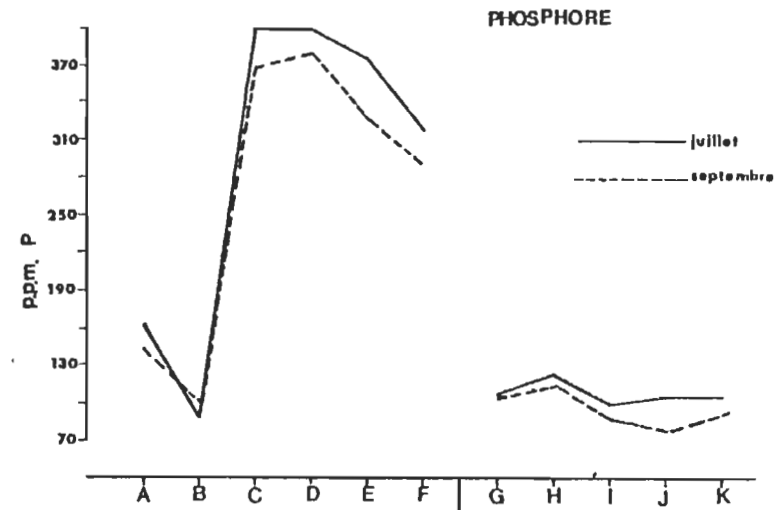
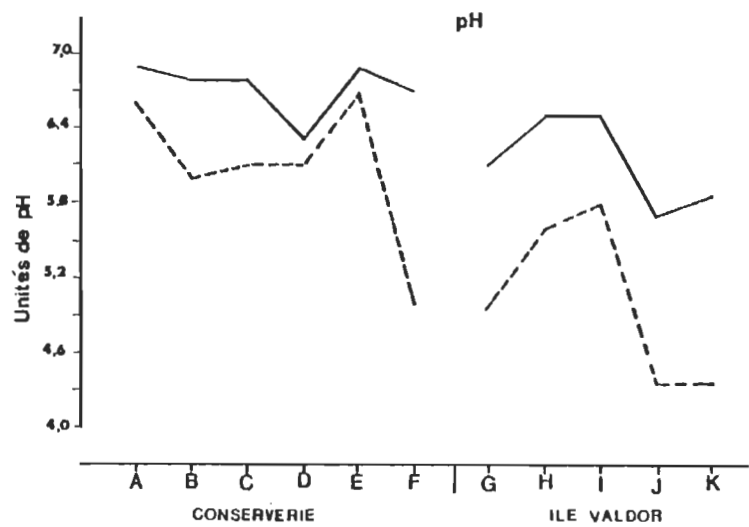


Figure 5. Analyses chimiques des sédiments à toutes nos stations.

A l'île Valdor, les substrats sont en général plus acides. La moyenne du site est de 5,6. Les stations à caractère lénitique G, J et K, affichent les valeurs de pH les plus basses (4,4 à 5,0 en septembre). Notons enfin la différence considérable entre les deux mois échantillonnés; les valeurs de septembre ($\bar{x} = 5,6$) sont plus faibles qu'en juillet ($\bar{x} = 6,5$). Des valeurs de pH des sédiments inférieures à 5,0 comme celles des stations J et K (septembre) sont rares dans ce secteur du fleuve.

2. Matière organique

La figure 5 représente les pourcentages de matière organique enregistrés à chacune de nos stations. Au premier site, à la station B, sise dans la rivière Du Moulin, on enregistre les taux les plus faibles de matière organique (0,2%); la dominance des sables à cette station explique ces bas pourcentages. On sait que les sables ne favorisent pas l'installation de végétation aquatique, une des sources importantes de matière organique. Au site de la conserverie, c'est la station témoin A qui compte les plus forts pourcentages de matière organique (2,7 et 2,1%).

A l'île Valdor, les valeurs de la station J (3,5 et 4,7%) se sont avérées nettement supérieures à celles des autres stations; des valeurs de cet ordre sont peu communes sur ce tronçon fluvial. Notons également que la station lotique I a de très faibles pourcentages de matière organique (0,9 et 1,1%). La station H de par ses valeurs moyennes de matière organique (1,4 et 2,3%) se classerait comme une station à faciès mixte.

3. Phosphore

Au premier site (figure 5) les valeurs varient de 94 (station B) à 400 p.p.m. de phosphore (stations C et D). A l'examen des résultats de la station témoin A ($\bar{x} = 155$ p.p.m.) et de ceux des stations D, E et F ($\bar{x} = 350$ p.p.m.)

on serait tenté d'imputer les fortes concentrations des stations D, E et F aux rejets de la rivière Du Moulin. Cependant, les valeurs faibles de la rivière Du Moulin (94 et 102 p.p.m.) n'indiquent pas clairement le lien avec les fortes concentrations trouvées en aval. Ce phénomène peut s'expliquer par le caractère sableux du substrat de la rivière Du Moulin et par la libération de phosphore des sédiments due au contact d'eaux désoxygénées (Wetzel, 1975). De plus, selon des études récentes de Soucy et al. (1975), le contenu en phosphore d'un sédiment est inversement proportionnel à son contenu en particules grossières; ceci peut expliquer les valeurs de phosphore dans un sédiment de type sableux.

Au site de l'île Valdor on observe peu de variations entre les stations. C'est la station H qui supporte les plus fortes valeurs soit 119 et 117 p.p.m. de phosphore. Notons qu'il existe une grande différence entre les deux milieux étudiés; en général les valeurs du site de la conserverie sont beaucoup plus élevées (particulièrement aux stations en aval de la rivière Du Moulin) qu'aux stations de l'île Valdor.

4. Calcium

La figure 5 exprime les valeurs de calcium pour chacune de nos stations. Les valeurs retrouvées à la rivière Du Moulin (station B) sont vraiment inférieures à celles des autres stations du premier site. Le substrat sableux de la rivière et l'absence de végétation aquatique peuvent expliquer en partie les faibles valeurs trouvées dans la rivière Du Moulin. Les plus fortes concentrations de calcium ont été trouvées à la station E (1810 et 2137 p.p.m. de Ca) suivie de la station A (1545 et 1685 p.p.m. de Ca).

A l'île Valdor c'est la station lotique I qui affiche les plus faibles concentrations (440 et 480 p.p.m. de Ca) alors que la station littorale J possède la valeur maximale pour ce site (1315 p.p.m. de Ca). Dans l'ensemble, les sédiments de l'île Valdor sont moins calciques que ceux du site de la conserverie.

5. Analyse granulométrique

La figure 6 exprime les résultats de l'analyse granulométrique des stations du site de la conserverie. Par ailleurs, la figure 7 représente la granulométrie des stations de l'île Valdor.

Au site de la conserverie, les sédiments de la station A sont les plus riches en argile (18,0%). La station B, placée dans la rivière Du Moulin, est presque uniquement sableuse (95,8%). Les stations C, D, E et F ont des structures granulométriques assez similaires et se différencient de la station A par leurs plus faibles pourcentages de particules fines. De ce groupe, la station C se distingue par des valeurs de sables moyens (17,4%) alors que la station F est caractérisée par ses limons (24,6%).

Au deuxième site (figure 7), les substrats des stations sont plutôt hétérogènes en raison des différents types de faciès qui sont de nature lénitique (G, J, K), mixte (H) ou lotique (I). La station I est constituée presque uniquement de sables fins (80,4) ; sa position près du chenal de navigation explique la dominance des sables. La station H est un mélange des caractères des deux faciès: dominance des sables, mais présence notable de

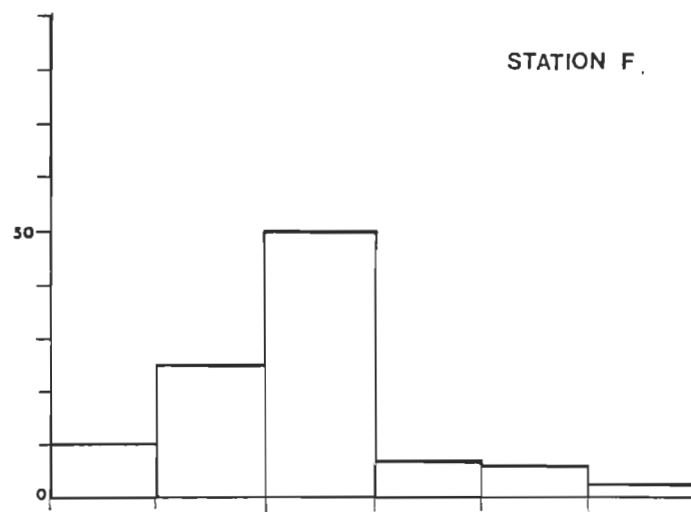
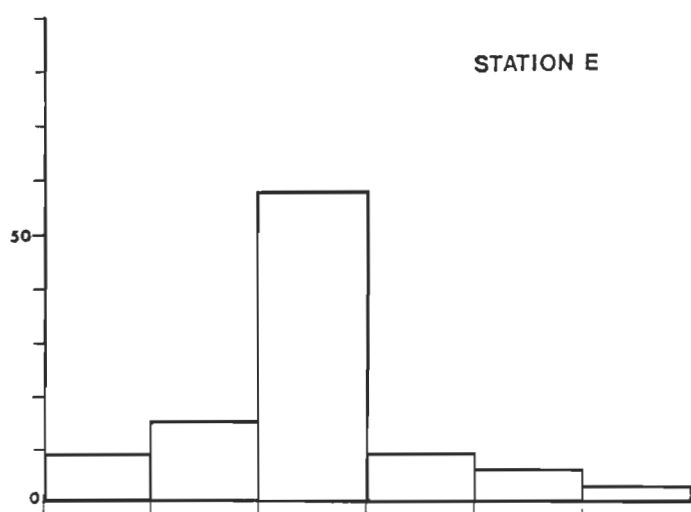
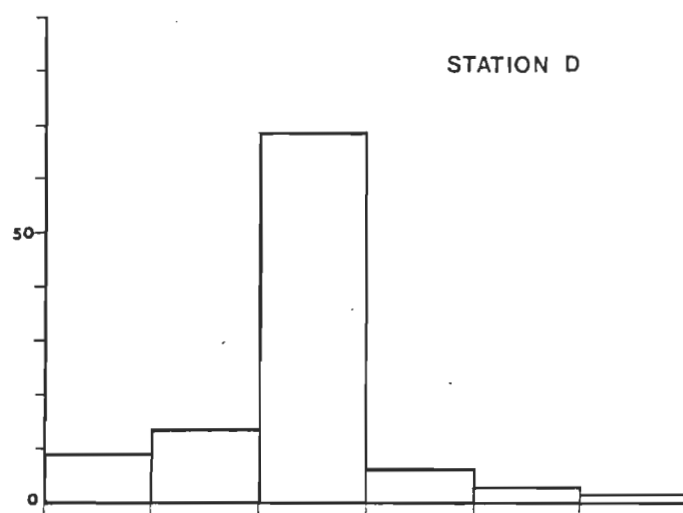
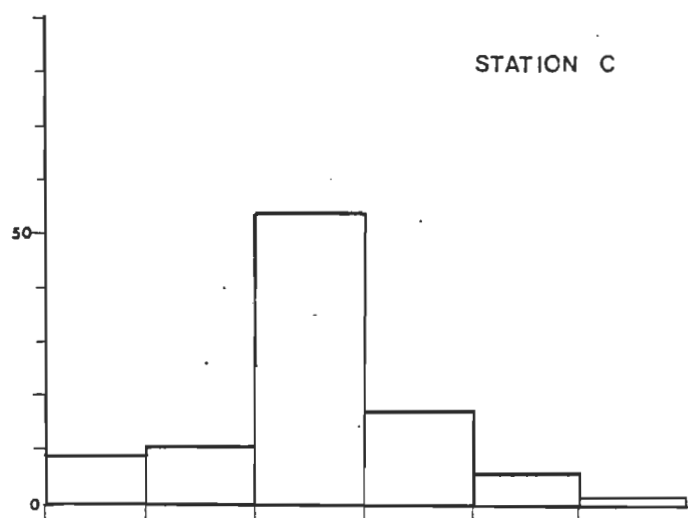
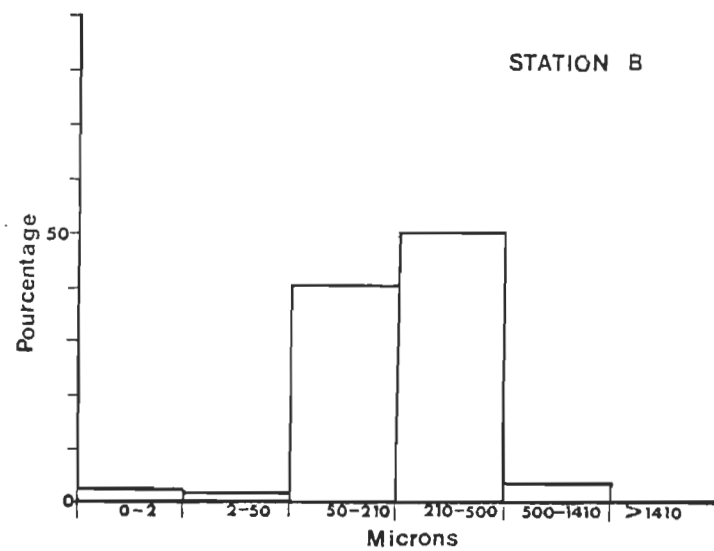
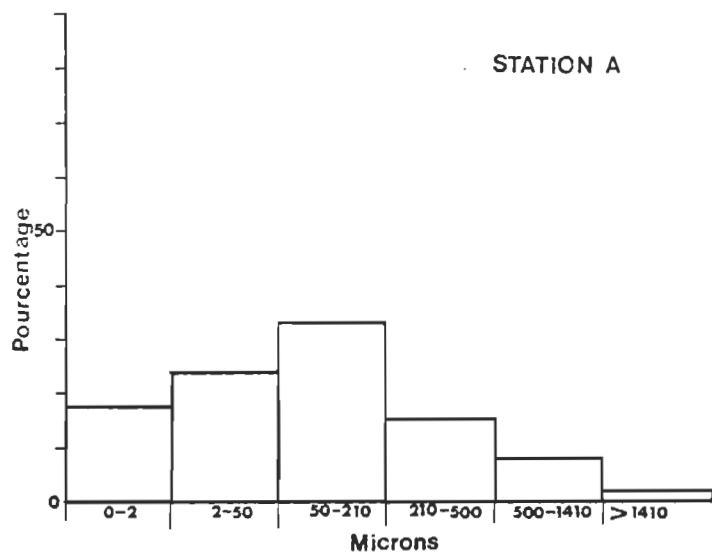


Figure 6. Analyse granulométrique des substrats du site de la conserverie.

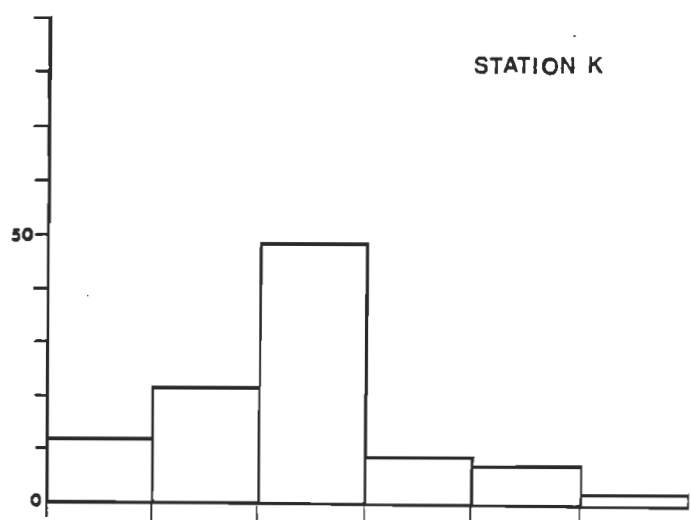
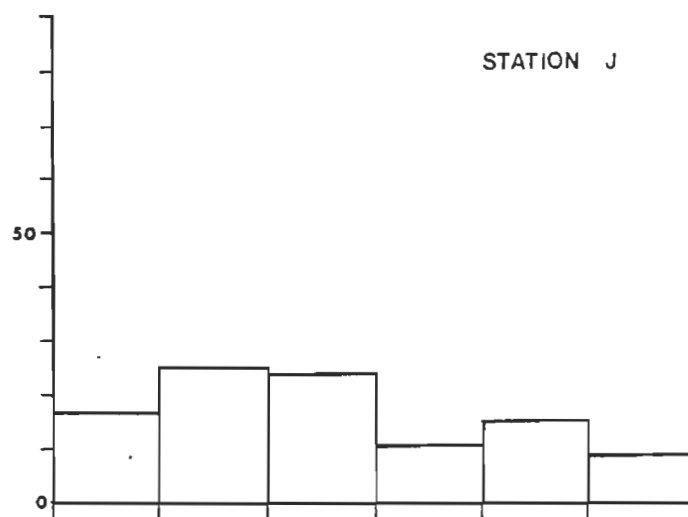
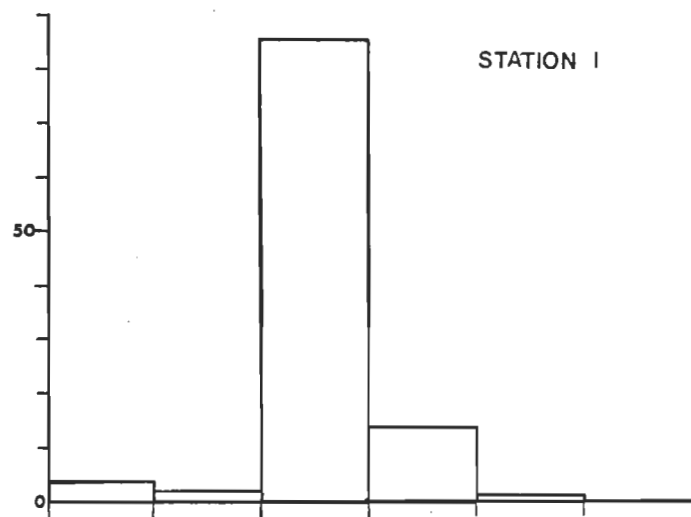
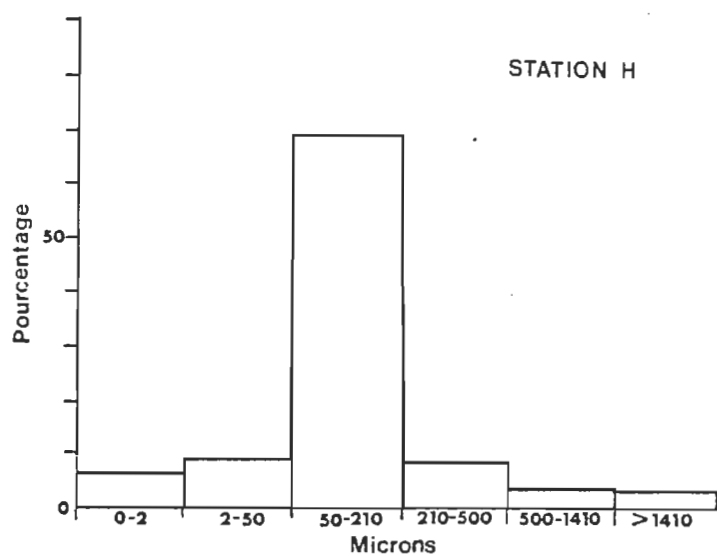
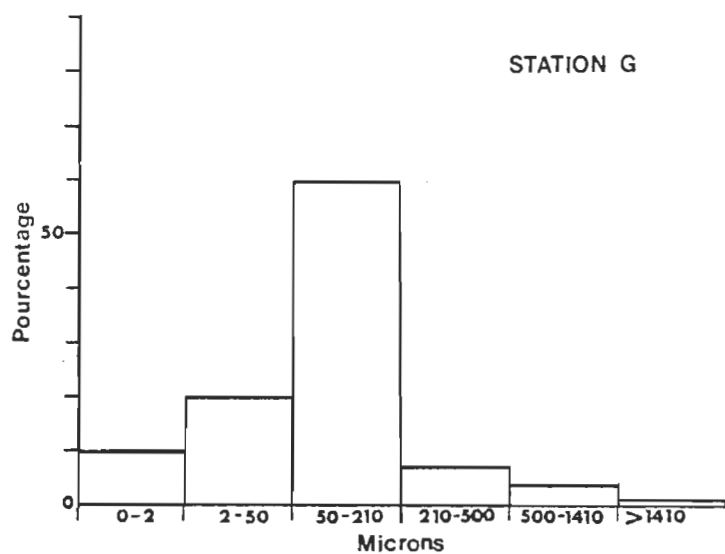


Figure 7. Analyse granulométrique des substrats du site de l'île Valdor.

particules fines (15,6%). Les stations G, J et K se signalent par leurs pourcentages de particules fines (29,3% à 41,4%); à ce site la présence de morceaux de bois intervient dans les pourcentages de grosses particules.

C. Caractérisation des biotopes

Le site de la conserverie est sérieusement affecté par les eaux de la rivière Du Moulin. La numération de plus de 240 000 bactéries coliformes (/100 ml), des concentrations d'ortho-phosphates supérieures à 0,3 mg/l P et des concentrations d'oxygène dissous inférieures à 4 mg/l (Olive, 1976) classent la rivière Du Moulin (station B) dans la catégorie "sérieusement polluée". Les stations D, E et F, toutes en aval (figure 1) de la rivière Du Moulin sont affectées à différents degrés; ces trois stations ont été sujettes à de fortes contaminations bactériennes (> 240 000 bactéries/100 ml en août), à des sursaturations d'oxygène néfastes, supérieures à 150% (McKee et Wolf, 1963) et à des concentrations élevées de phosphore dans les sédiments (>300 p.p.m.). Dans le passé, des sursaturations d'oxygène similaires ont été mentionnées par Gauvin et Tarzwell (1952) dans des cas de pollution organique en présence de "fleurs d'eau"; ces sursaturations diurnes sont souvent concomitantes avec des déficits nocturnes en oxygène. Le nombre de bactéries coliformes en juillet et août (50 000 et 240 000/100 ml), la concentration en ortho-phosphates en juin (0,4 mg/l P), les valeurs d'acide tannique au cours des trois derniers mois (\bar{x} = 1,02 mg/l), les fortes turbidités de juillet et septembre (28 et 36 mg/l SiO₂) indiqueraient que la station D est la station

fluviale la plus affectée par les rejets de la conserverie. Les paramètres mesurés à la station témoin A sont indicateurs d'un milieu relativement sain; en effet, le peu de phosphates qu'on y trouve, la présence de l'oxygène dissous nettement suffisante pour assurer le fonctionnement de toute forme de vie (8,6 à 12,8 mg/l), la faible turbidité (\bar{x} = 14,2 mg/l SiO₂), le nombre de bactéries coliformes peu élevé (110 à 3900/100 ml pour les trois premiers mois) semblent corroborer notre assertion. Notons cependant un nombre de bactéries coliformes élevé en septembre (20 000/100 ml) aux stations A et C, ce qui dénote une certaine contamination en amont de l'embouchure de la rivière Du Moulin. La station C semble légèrement polluée en raison du nombre de bactéries coliformes de 29 000 et 20 000/100 ml (aux deux derniers mois), de la concentration en ortho-phosphates de 0,37 mg/l P (Nisbet et Verneaux, 1970) en juillet et d'une sursaturation d'oxygène (169%) (McKee et Wolf, 1963) en juillet.

Ce premier site présente une alcalinité normale (\bar{x} = 68,0) pour ce tronçon fluvial alors que les concentrations de calcium (\bar{x} = 15,3 mg/l Ca) des eaux sont en dessous de la moyenne du secteur, soit de 28,0 mg/l Ca (Dumas et al., 1977). Les valeurs de pH sont dans l'ensemble plus élevées que celles enregistrées par Dumas et al. (1977) sur ce tronçon; les stations polluées, caractérisées par la présence sporadique de "fleurs d'eau", ont les valeurs les plus élevées. Les stations fluviales de ce site, par leurs bonnes conditions d'alcalinité, de conductivité, de matière organique et de texture des substrats seraient propices à la présence de la faune benthique sans l'apport de la rivière Du Moulin. En résumé, par nos analyses, il ressort que les biotopes du site

de la conserverie sont altérés par un enrichissement excessif (phosphore sédimentaire, "fleurs d'eau") provenant de la rivière Du Moulin, conséquemment cela entraîne une surproduction algale qui elle, provoque des problèmes d'oxygénation des eaux.

Au site de l'île Valdor, sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, à cause du caractère peu calcique des eaux et des sédiments, les biotopes sont très différents du premier milieu. On y trouve des pH plus faibles (4,4 dans les sédiments), une conductivité peu élevée ($\bar{x} = 123$), une basse alcalinité ($\bar{x} = 33,2 \text{ mg/l CaCO}_3$). Ces stations, en raison de la faible alcalinité mesurée, seraient, selon Nisbet et Verneaux (1970), typiques des rivières à substrat acide. Dumas et al. (1977) avaient déjà noté au cours de travaux antérieurs, le caractère acide des eaux du fleuve Saint-Laurent à l'embouchure de la rivière Saint-Maurice; cela est d'ailleurs corroboré par nos résultats. La pollution bactérienne est importante (3 000 à 98 000 bactéries coliformes/100 ml) et explicable par la proximité des centres urbains de Trois-Rivières et du Cap-de-la-Madeleine qui sont localisés en amont. La station sableuse I, la plus près de la voie navigable du fleuve Saint-Laurent (figure 2) est particulièrement touchée par ce type de pollution (98 000 coliformes/100 ml en août); la station H suit de près avec 51 000 bactéries (/100 ml) en août. Cette même station I affiche également les taux les plus bas d'oxygène dissous à ce site au cours des trois premiers mois (8,2, 7,7 et 6,9 mg/l O_2). Dans l'ensemble, il apparaît évident que les eaux en aval de l'île Valdor sont particulières; on note plus de coliformes, moins d'oxygène, moins de calcium, une conductivité plus faible et peu d'alcalinité aux stations I et H. Les stations J et K, situées dans le couloir formé entre l'île et la terre ferme, ont les pH des sédiments les plus

acides ainsi que les pourcentages de matière organique les plus forts. Cela est dû à l'abondance des macrophytes qui participent à l'élaboration de la matière organique. On note à ces stations des pH des eaux très élevés (9,5 et 9,3) ainsi que des sursaturations en oxygène (162% et 150%). En considérant les valeurs critiques des paramètres étudiés à ce milieu soit: 98 000 bactéries coliformes/100 ml, 0,11 mg/l d'ortho-phosphates, 6,3 mg/l d'oxygène dissous et 1,92 mg/l d'acide tannique, on s'aperçoit que seule l'étude bactériologique et le dosage du tannin-lignine pourraient nous inciter à parler de pollution à ce site.

Cependant, il est évident que ce milieu est particulier sur ce tronçon fluvial et qu'il est influencé par les eaux de la rivière Saint-Maurice (la présence de bois de flottage à nos stations le prouve bien). Même si l'altération des eaux n'est pas spectaculaire ce milieu mérite qu'on s'y intéresse surtout à cause des particularités des sédiments (pH, matière organique).

En résumé, on peut classer les stations B et D du premier site (conserverie) comme très polluées alors que les stations E et F sont moyennement polluées; les stations A et C seraient les plus propres de ce site. A l'île Valdor, les stations en amont de l'île, G, H et I, seraient légèrement polluées alors que les stations lénitiques J et K auraient des substrats fibreux similaires et seraient plus propres.

CHAPITRE 4

LA FAUNE BENTHIQUE

On a effectué une analyse détaillée du benthos en vue de relier la faune typique de chacune des stations aux particularités des biotopes, eux-mêmes définis par les analyses des eaux et des sédiments. On a d'abord examiné la répartition des organismes parmi les principaux groupes taxonomiques (figures 8 et 9), ensuite on a procédé à l'analyse détaillée des espèces benthiques (tableau IV). Par la suite, on a défini les groupements benthiques caractéristiques de nos stations. Finalement, on vérifiera la pertinence de certains indices utilisés avec le benthos pour définir la qualité des milieux aquatiques.

A. Les groupes taxonomiques

Dans le but d'avoir une idée globale des différences faunistiques entre nos stations, nous présentons aux figures 8 et 9, l'abondance relative des principaux groupes taxonomiques à toutes nos stations.

A la station A (figure 8) les fractions benthiques dominantes sont les Oligochètes et les Gastéropodes avec des abondances relatives respectives de 36% et 34%; les Insectes (13%), les Bivalves (12%) et les Hirudinées (5%) y sont aussi bien représentés. Dans la rivière Du Moulin (station B), on

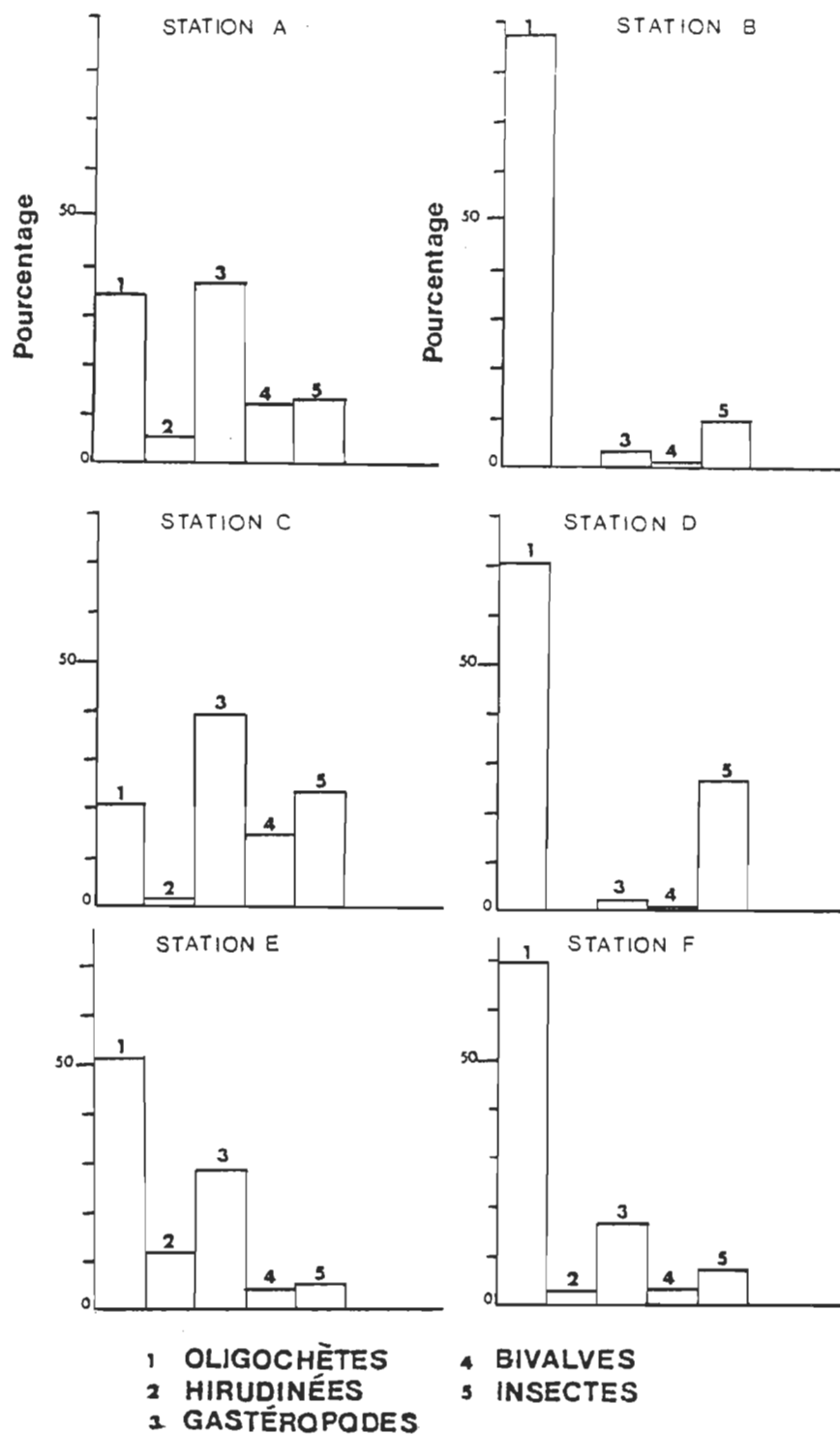


Figure 8. Abondance relative des principaux groupes taxonomiques des stations du site de la conserverie (mois réunis).

retrouve surtout des vers (87%), des Insectes (9%) et quelques Gastéropodes (3%). La distribution des groupes à la station C ressemble à celle de la station A, quoiqu'on y trouve moins d'Hirudinées (1,5%) et d'Oligochètes (21%) mais plus d'Insectes (24%). La station D est comparable à la station B par l'abondance des Oligochètes. Les Oligochètes dominent (51%) à la station E mais les autres groupes y sont bien représentés (Hirudinées 11,5%, Gastéropodes 28,5%, Bivalves, 4%). La station F ressemble aux stations D et E; l'importance des Oligochètes (70%) rapproche cette station de la station D mais la bonne représentation des autres taxons la rapproche de la station E.

A la station G de l'île Valdor (figure 9) deux groupes sont en évidence, soit les Oligochètes (54%) et les Crustacés (28,5%); ce dernier groupe est composé seulement d'Isopodes. Les Amphipodes n'étant pas des organismes strictement benthiques, on n'a pas jugé opportun de leur porter attention dans cette étude. Aux stations à caractère lotique H et I, les Oligochètes dominent avec des pourcentages respectifs de 83% et 57%. Les stations J et K sont très diversifiées et contrastent avec les autres stations de ce site par leurs faibles pourcentages d'Oligochètes (25% et 19%).

A partir de la répartition des groupes à nos stations on peut déceler des différences importantes de la qualité du milieu. Des stations affichant de faibles pourcentages ou l'absence de certains groupes, comme par exemple les stations B, D et H représentent un habitat dégradé, tel que confirmé lors de notre étude sur la physico-chimie des eaux (tableaux I, II et III).

B. Etude faunistique détaillée

Le tableau IV contient le détail des espèces récoltées lors de nos

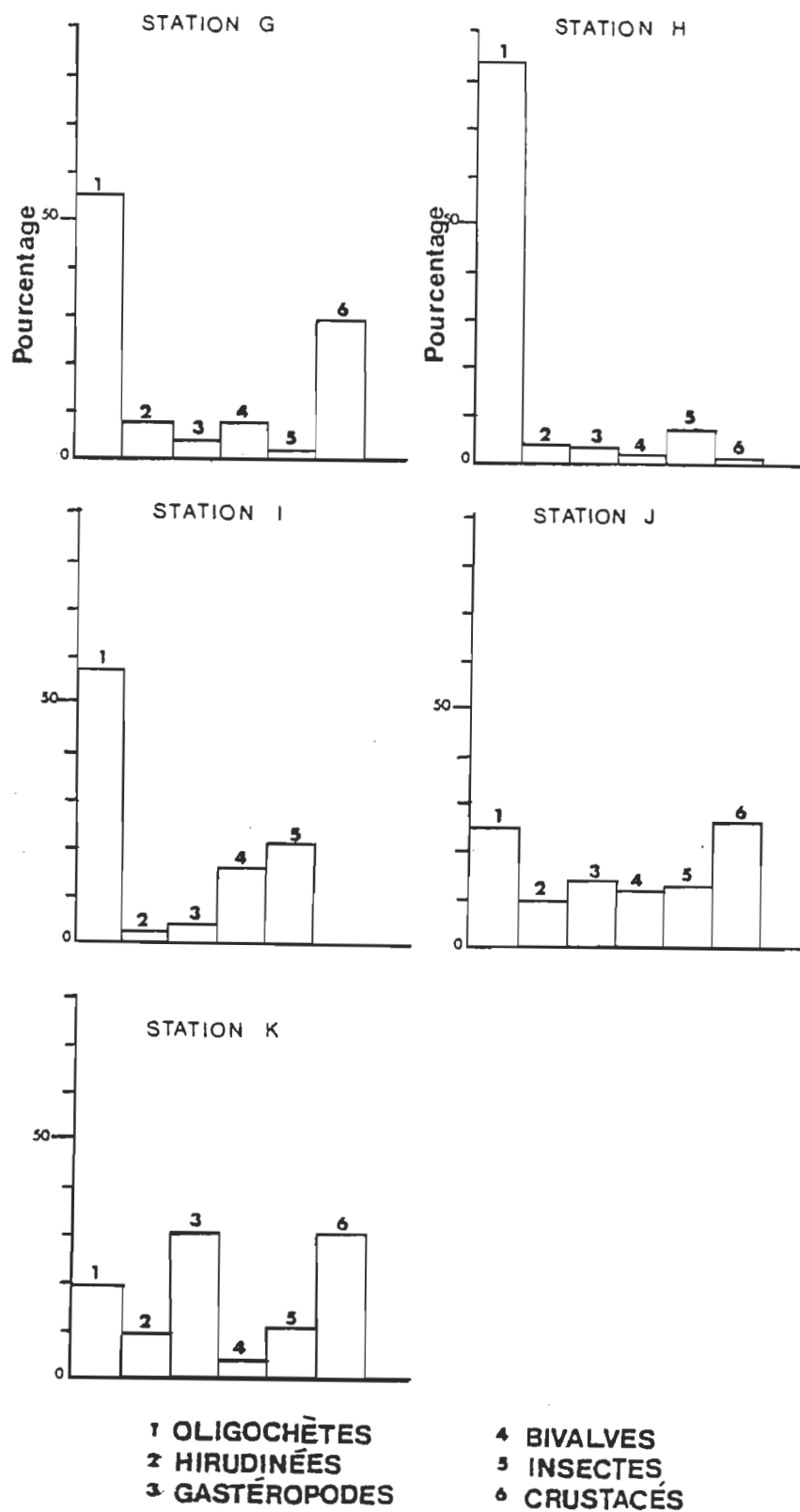


Figure 9. Abondance relative des principaux groupes taxonomiques des stations du site de l'île Valdor (mais réunis).

échantillonnages. A l'exception des Insectes autres que Chironomides, tous les organismes y sont représentés. Les organismes absents du tableau IV, sont peu importants en nombre; ils constituent moins de 2% du total des organismes pour toutes nos stations réunies. Ce tableau nous renseignera sur la position systématique complète des espèces trouvées, c'est-à-dire, l'embranchement, la classe, la famille, le genre et l'espèce.

1. Gastéropodes

Onze espèces de Gastéropodes ont été recueillies au site de la conserverie. Le nombre d'individus de la station témoin A augmente régulièrement au cours de la saison; il passe de 67 individus ($/m^2$) en juin à 1452 ($/m^2$) en octobre. Les espèces importantes de la station A sont l'Hydrobiidae *Bithynia tentaculata* (\bar{x} de 153 individus/ m^2) et les Valvatidae *Valvata sincera* (\bar{x} de 353 individus/ m^2) et *Valvata tricarinata* (\bar{x} de 86 individus/ m^2). Dans la rivière Du Moulin (station B) on a trouvé peu d'individus (\bar{x} de 11 individus/ m^2) et au mois d'août il y a disparition complète des Gastéropodes. La station C compte les mêmes espèces importantes qu'en A, soit: *V. sincera* (\bar{x} de 604 individus/ m^2), *B. tentaculata* (\bar{x} de 54 individus/ m^2), *V. tricarinata* (\bar{x} de 21 individus/ m^2); cependant, les nombres de *Physa gyrina* (\bar{x} de 60 individus/ m^2) et de *V. sincera* y sont plus élevés. On ne compte que trois individus ($/m^2$) au mois d'août à la station D; cette station s'avère dans l'ensemble peu propice (\bar{x} de 149 individus/ m^2) aux Gastéropodes. Nous avons répertorié un grand nombre de Gastéropodes aux stations E et F, et ce particulièrement durant les trois premiers mois; on note des moyennes respectives de 811 et 408 individus ($/m^2$) alors que les espèces importantes sont *P. gyrina*, *B. tentaculata*, *V. sincera* et *V. tricarinata*. En août on remarque une diminution notable du nombre de Gastéropodes à ces deux stations (E et F); on passe de 1311 individus ($/m^2$) en juillet à 457 en août à la station E et de 556 ($/m^2$) à 425 ($/m^2$) à la

VERTÉBRÉS BENTHIQUES

AOÛT

SEPTEMBRE

OCTOBRE

J K A B C D E F G H I J K A B C D E F G H I J K A B C D E F G H I J K

[illegible]

Helobdella stagnalis (Linné)

3

7 23 A-3

Helobdella triserialis (Castle)

Genre Theromyzon Philippl

Theromyzon tessulatum (Müller)

Classe des Oligochètes

Famille Glossoscolecidae

Genre Sparganophilus Benham

Sparganophilus tamesis Benham

83

7

10

33

191

83

3

Famille Lumbriculidae

Genre Eclipidrilus Eisen

Eclipidrilus lacustris (Verrill)

7

30

3

Genre Lumbriculus Grube,

Lumbriculus variegatus (Müller)

Genre Stylodrilus Claparède

Stylodrilus heringianus Claparède

3

7

Famille Naïdidae

Genre Paranais Czerniavsky

Paranais litoralis (Müller)

Famille Tubificidae

Genre Aulodrilus Bretscher,

Aulodrilus pluriset (Piguet)

27

Genre Limnodrilus Claparède.

Limnodrilus cervix Brinkhurst

10

100

3

93

17

80

7

10

3

63

Limnodrilus hoffmeisteri Claparède

97

73

80

3826

676

1389

286

639

213

203

117

213

719

210

3583

2304

852

1895

1282

Limnodrilus udekemianus Claparède

7

3

3

10

Genre Pelosclex Ledy

Pelosclex ferox (Eisen)

7

16

33

142

Genre Potamotheix Vejdovsky et Mrazek

Potamotheix moldaviensis Vejdovsky et
Mrazek

13

Potamotheix vejdoskyi (Hrabe)

3

Genre Tubifex Lamarck.

Tubifex tubifex (Müller)

7

16

13

3

23

73

Tubificidae indéterminés

3

170

96

57

10

3

23

332

97

7

17

Embranchement des Arthropodes

Classe des Insectes

Ordre des Diptères

Famille Chironomidae

Sous-famille Chironominae

Genre Chironomus Meigen

17

10

7

10

7

50

20

450

20

70

30

Genre Cryptochironomus Kieffer

3

3

43

7

7

Genre Dicrotendipes

17

3

Genre Endochironomus Kieffer

7

3

47

3

Genre Glyptotendipes Kieffer

3

Genre Parachironomus Kieffer

Genre Polypedilum Kieffer

3

3

Genre Rheotanytarsus Bause

3

Genre Stenochironomus Kieffer

7

Genre Tribelos

3

23

20

3

20

7

10

7

3

Sous-famille Orthocladinae

Genre Cricotopus van der Wulp

7

Sous-famille Tanypodinae

Genre Procladius Skuse.

10

13

7

7

10

3

Genre Tanypus Meigen

7

Chironomides indéterminés

7

3

10

33

1

Classe des Crustacés

Ordre des Isopodes

Famille Asellidae

Genre Asellus Birstein

Asellus racovitzai Williams

3

3

23

10

60 3

station F pour les mêmes mois.

Malgré les 12 espèces de Gastéropodes échantillonnées au site de l'île Valdor, l'abondance est inférieure à celle de la conserverie; on y remarque peu de variations mensuelles. Le Prosobranch *B. tentaculata* occupe toujours une fraction importante des stations littorales G, J et K (au moins 60% des espèces de Gastéropodes); il est accompagné des espèces *V. sincera*, *Helisoma anceps* et *P. gyrina*. Bien que littorale, la station G compte peu de Gastéropodes (\bar{x} de $24/m^2$) tout comme les deux stations sableuses I et H qui ont des moyennes respectives de 4 et 15 Gastéropodes ($/m^2$). Les stations J et K avec leurs moyennes respectives de 113 et 318 (individus/ m^2) sont les plus riches en Gastéropodes du site de l'île Valdor et on y observe de fortes abondances de *B. tentaculata* (77% et 95% respectivement).

2. Hirudinées

Nous avons répertorié 9 espèces d'Hirudinées (tableau IV) réparties en 7 genres et 2 familles. Au premier site, soit celui de la conserverie, les stations témoins A et C comptent plusieurs espèces (7) mais seule l'Erpobdellidae *Erpobdella punctata* est abondante; les moyennes respectives de sangsues à ces deux stations sont de 48 et 20 individus ($/m^2$). Seulement sept spécimens ont été récoltés dans la rivière Du Moulin (station B). A la station D, on compte peu de sangsues (\bar{x} de 33 individus/ m^2) mais elles sont surtout réparties parmi les quatre espèces suivantes: *Glossiphonia complanata* (8%), *Helobdella elongata* (18%), *E. punctata* (21%) et *Mooreobdella microstoma* (50%). Les stations E et F ont enregistré les plus grands nombres d'Hirudinées au site de la conserverie. La station E, avec une moyenne de 207 individus ($/m^2$) est surtout fréquentée par les espèces *H. elongata* (4%), *M. microstoma* (38%) et

E. punctata (53%). En F (\bar{x} de 102 individus/m²) les espèces importantes sont: *H. elongata* (21%), *E. punctata* (29%), *M. microstoma* (35%) et *Helobdella stagnalis* (10%).

La station I du site de l'île Valdor ne possède que 13 individus pour l'ensemble des 5 mois d'échantillonnage. A la station H, station voisine de I, la moyenne est de 28 sangsues/m²; deux espèces dominent, soit *E. punctata* (36%) et *M. microstoma* (57%). La station G avec sa moyenne de 225 sangsues/m² et ses 9 espèces est la plus riche de ce milieu; les espèces importantes sont *E. punctata* (47%), *H. stagnalis* (31%), *Glossiphonia complanata* (10%) et *M. microstoma* (7%). Aux stations J et K la faune des Hirudinées est très diversifiée; de plus, c'est à ces stations que nous avons échantillonné deux espèces rares dans le secteur de Gentilly soit: *Batrachobdella phalera* et *Glossiphonia heteroclita*. A l'exception des espèces *E. punctata* et *M. microstoma* que l'on retrouve partout, il semble bien que les sangsues aient peu d'affinité pour les fonds sableux comme ceux rencontrés aux stations H et I (figure 7).

3. Oligochètes

On trouvera au tableau IV la liste des espèces d'Oligochètes et leur densité. Au site de la conserverie on a dénombré dix espèces d'Oligochètes. Le Glossoscolecidae *Sparganophilus tamesis* et le Tubificidae *Limnodrilus hoffmeisteri* sont les seules espèces qui occupent en nombre important la station A avec des moyennes respectives de 217 et 98 (individus/m²). De plus, ces deux mêmes espèces sont les plus abondantes à la station C avec des moyennes respectives de 103 et 119 individus/m². Dans la rivière Du Moulin (B) on retrouve *L. hoffmeisteri* (93%), *Limnodrilus cervix* (4%) et *Tubifex tubifex* (1%); le

nombre d'Oligochètes à cette station (B) est peu élevé (\bar{x} de 556 ind/m²). Les densités maximales de ce site ont été trouvées au mois d'octobre à la station D avec 8565 ind/m²; à cette station nous avons identifié surtout l'espèce *L. hoffmeisteri* (>90%) ainsi que quelques *T. tubifex*. Les stations E et F montrent une certaine affinité entre elles à cause des espèces similaires qu'on y a échantillonnées; cependant à la station F on dénombre deux fois plus d'Oligochètes (\bar{x} de 2417 ind/m²). Les résultats de notre étude sur les vers du site de la conserverie mettent en évidence la relation entre le Glossoscolecidae *S. tamesis* et les Tubificidae; en effet, lorsque *S. tamesis* est présent, on trouve peu d'Oligochètes des autres espèces. Par exemple, à la station A, on a dénombré 313 *S. tamesis* (/m²) contre 107 autres Oligochètes (/m²) en octobre.

Au site de l'île Valdor parmi les 13 espèces présentes, *L. hoffmeisteri* domine à toutes les stations. En faciès lotique (figure 7), il y a peu d'Oligochètes; nous obtenons une moyenne de 103 individus (/m²) en I. Déjà à la station H, qui est moins sableuse, nous avons échantillonné un plus grand nombre d'Oligochètes (\bar{x} de 993 individus/m²); ces derniers sont répartis principalement parmi trois espèces: *L. hoffmeisteri* (66%), *Pelosclex ferox* (28%) et *Aulodrilus pluriseta* (3%). A la station littorale G on note l'absence de l'espèce *P. ferox*, espèce qui était importante aux stations I et H; cependant, on y observe quelques spécimens de *T. tubifex* et quelques *Stylodrilus heringianus* (\bar{x} de 5 individus/m²). Les stations J et K sont caractérisées par la présence des espèces *L. hoffmeisteri*, *Epiclidrilus lacustris* et *S. tamesis*; la moyenne sur la station J est de 232 ind/m² alors que pour la station K elle est de 278 ind/m². Il est intéressant de souligner la présence de *S. tamesis* à ces dernières stations qui se sont révélées peu polluées comparativement aux stations sises en amont (tableaux I et III).

4. Lamellibranches

Nous avons recensé 9 espèces de Bivalves au site de la conserverie. Les plus grandes densités ont été dénombrées aux stations A et C; les moyennes sont de 142 individus ($/m^2$) à la station A et de 156 ($/m^2$) à la station C. Aux stations A et C nous avons surtout recueilli des individus du genre *Pisidium* dont la plupart, à cause de leurs tailles minuscules, n'ont pu être identifiées à l'espèce. Les Lamellibranches sont absents de la rivière Du Moulin (B) et leur abondance est faible à la station D (\bar{x} de 30 individus/ m^2). Aux stations E et F on compte plusieurs espèces mais seulement deux de ces espèces, soit *Sphaerium corneum* et *Sphaerium lacustre* ont été retrouvées régulièrement au cours de notre échantillonnage.

Au site de l'île Valdor, les stations G et J s'avèrent les plus riches en Bivalves avec des moyennes respectives de 75 Bivalves/ m^2 et 101 Bivlaves/ m^2 . Les deux stations à caractère lotique I et H comptent peu de Lamellibranches; les moyennes sont de 26 individus/ m^2 en I et 17 individus/ m^2 en H. A la station G, on remarque que l'espèce *Pisidium variable* (27%) est bien représentée alors qu'à la station J (\bar{x} de 103 bivalves/ m^2) l'espèce *Pisidium equilaterale* domine. La station K est caractérisée par une faible moyenne de 17 Bivalves/ m^2 .

5. Insectes

Les Chironomides constituent 90% des Insectes récoltés, l'autre 10% regroupe surtout les Trichoptères (8%) ainsi que les Coléoptères, les Odonates, les Lépidoptères et les Diptères dont les abondances relatives sont inférieures à 1%. Au site de la conserverie, nous avons dénombré 13 espèces

de Chironomides. C'est dans les prélèvements de la rivière Du Moulin (station B) que l'on observe le moins de Chironomides; seul *Chironomus* sp. est abondant (35 individus/m²). A la station A, nous avons échantillonné 193 Chironomides par mètre carré qui appartiennent aux genres *Chironomus* (58%), *Endochironomus* (15%), *Dicrotendipes* (7%), *Cryptochironomus* (5%), *Tribelos* (4%), et *Procladius* (4%). A la station C, le nombre de Chironomides capturés est plus élevé qu'à la station A (\bar{x} de 485 individus/m²); de plus, deux nouveaux genres apparaissent, soit: *Rheotanytarsus* et *Poly-pedilum*. C'est à la station D que nous avons échantillonné le nombre le plus élevé de Chironomides du site de la conserverie, soit une moyenne de 2287 individus/m²; tout comme dans les stations précédentes, le genre *Chironomus* domine (88%). Les stations E et F ont des moyennes respectives en Chironomides de 77 et 240 individus/m².

Contrairement au premier milieu, le site de l'île Valdor possède plusieurs groupes d'Insectes. On a retrouvé très peu de Chironomides à l'île Valdor; on y a dénombré 11 espèces totalisant 586 individus. Les stations lotiques I et H supportent les plus grandes populations de Chironomides de ce milieu avec des moyennes respectives de 29 et 71 individus/m². Les genres importants à la station H sont *Chironomus* (\bar{x} de 18 individus/m²) *Cryptochironomus* (\bar{x} de 7 individus/m²) et *Endochironomus* (\bar{x} de 6 individus/m²). Aux stations J et K les espèces importantes sont les Trichoptères *Polycentropus interruptus* et *Phylocentropus* sp. ainsi que le Coléoptère *Donacia* sp.

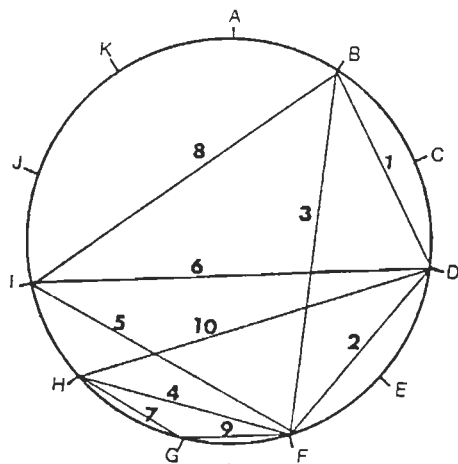
C. Les groupements benthiques

1. Similitude entre les stations

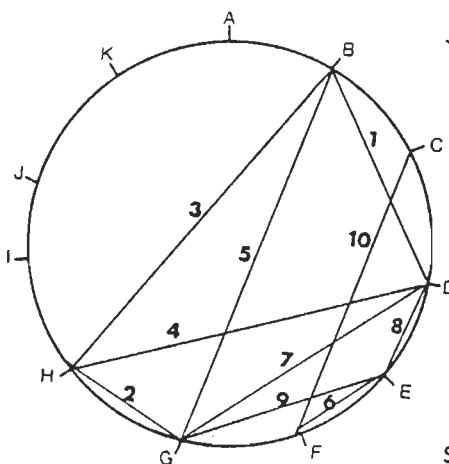
La moyenne des pourcentages de chacune des matrices de similitude (Appendice B) est de 52,9% en juin, 48,8% en juillet, 32,8% en août, 29,7% en septembre et 32,9% en octobre. Remarquons le décalage important qui se produit entre les mois de juillet et août. Le pourcentage moyen se stabilise à partir du mois d'août (29,7% à 32,9%); cela indiquerait qu'à partir de cette date (août) les stations sont mieux individualisées au point de vue faunistique. La figure 10 exprime les dix pourcentages de similitude des communautés (P.S.C.) les plus élevés parmi toutes nos stations pour chacun des mois. On peut expliquer le manque d'individualisation des stations en juin et juillet par le fait qu'au début de l'été on compte très peu d'organismes; de plus, plusieurs facteurs (haut niveau des eaux, macrophytes aquatiques peu développés) contribuent au manque de caractérisation des biotopes et expliquent peut-être les similitudes élevées entre les différentes stations à cette période.

Afin d'établir les relations faune/station durant l'ensemble de la période d'échantillonnage, nous avons calculé la moyenne des pourcentages de similitude à partir des valeurs mensuelles et nous avons représenté à la figure 11, les dix relations (P.S.C.) les plus fortes pour l'ensemble des mois. Les groupes de stations A-C et J-K ainsi que la station I n'ont aucun lien avec les autres stations. La station H crée un lien entre les deux sites d'étude en étant reliée aux stations B, E et F du site de la conserverie.

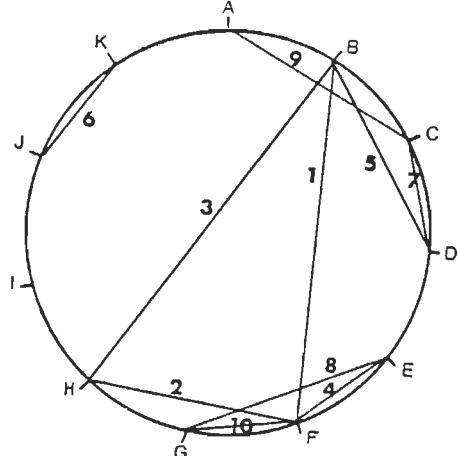
JUIN



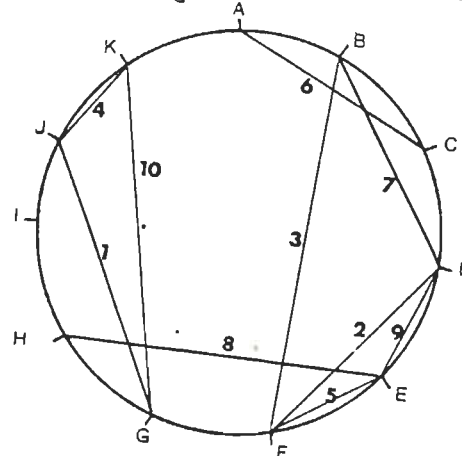
JUILLET



AOÛT



SEPTEMBRE



OCTOBRE

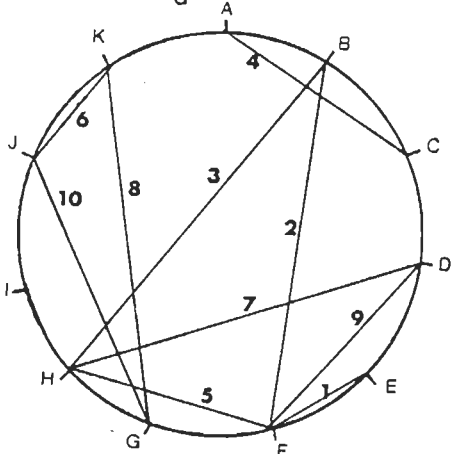


Figure 10. Représentation des dix pourcentages de similitude des communautés (P.S.C.) les plus élevés entre les stations pour chacun des mois.

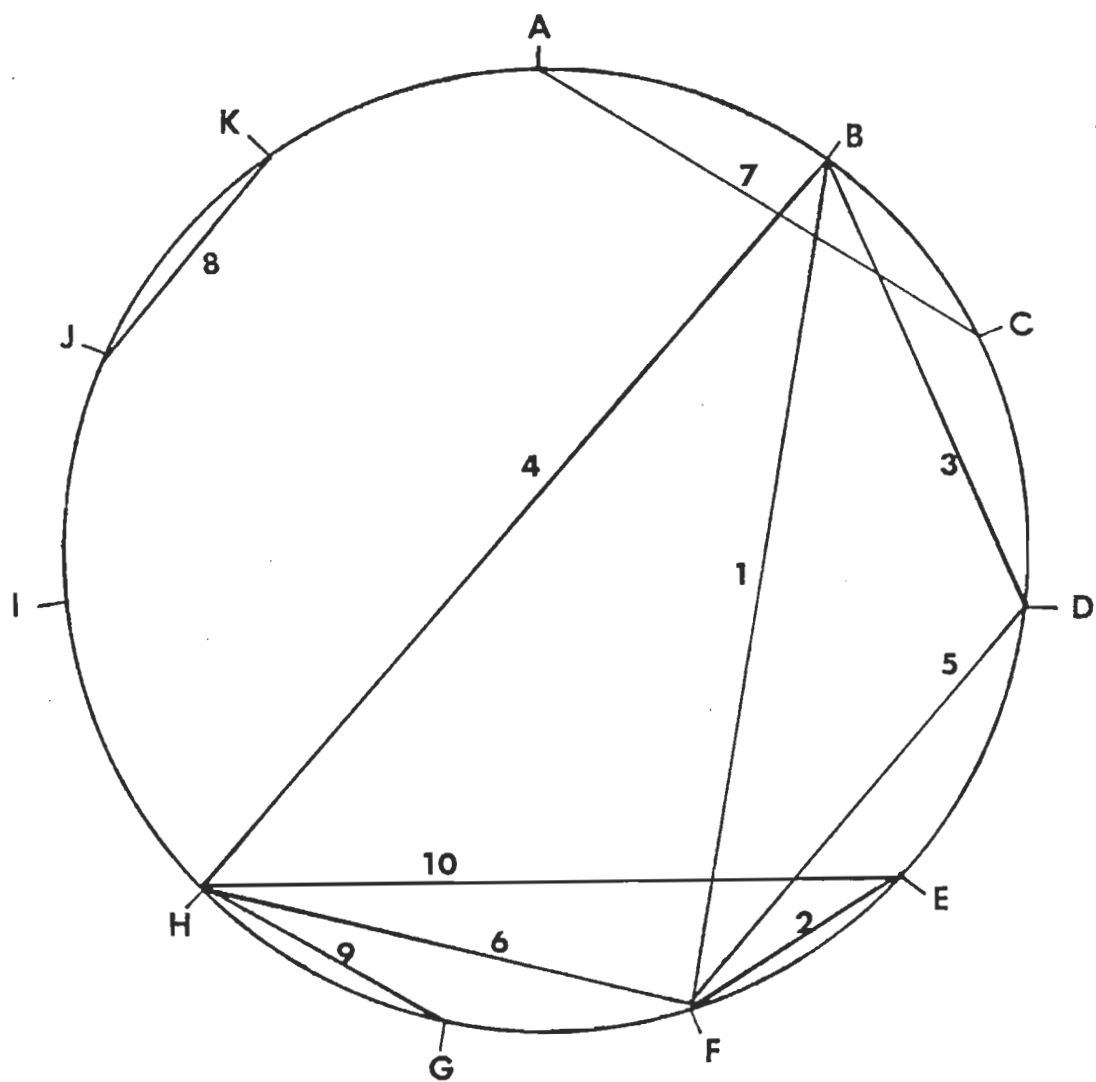


Figure 11. Représentation des dix pourcentages de similitude des communautés (P.S.C.) les plus élevés pour l'ensemble des mois d'échantillonnage.

2. Groupements d'espèces

De façon à qualifier nos biotopes par leurs espèces typiques, nous avons défini, à partir de la présence à tous les mois, des groupements d'espèce pour des stations ou des groupes de stations. La détermination de groupements d'espèces s'avère un outil très valable pour qualifier des biotopes car, par cette méthode, on n'a pas besoin de comparer des milieux. Nous avons regroupé des stations présentant les mêmes groupements d'espèces typiques. Nous avons ajouté aux groupements d'espèces une liste d'espèces compagnes; ce sont des espèces qui ont de bonnes chances d'être trouvées en présence des espèces typiques. Il aurait été souhaitable de définir nos groupements à partir de l'abondance relative, mais la chose était impossible pour toute la période d'échantillonnage, principalement à cause de la rareté des organismes aux deux premiers mois (juillet et août). Voici donc ces groupements d'espèces qui caractérisent nos stations pour l'ensemble des mois:

Groupement 1 (A et C)	<i>Bithynia tentaculata</i> accompagnés de <i>Sparganophilus tamesis</i> <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	<i>Erpobdella punctata</i> <i>Valvata sincera</i> <i>Physa gyrina</i> <i>Sphaerium lacustre</i> <i>Pisidium supinum</i> <i>Pisidium henslowanum</i> <i>Chironomus</i> sp. <i>Endochironomus</i> sp.
Groupement 2 (B)	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> accompagné de	<i>Tribelos</i> sp. <i>Limnodrilus cervix</i> <i>Chironomus</i> sp. <i>Psychoda</i> sp.

Groupement 3 (D)	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> accompagnés de <i>Valvata sincera</i> <i>Chironomus</i> sp.
Groupement 4 (E et F)	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> accompagnés de <i>Sphaerium corneum</i> <i>Bithynia tentaculata</i> <i>Valvata sincera</i> <i>Sphaerium lacustre</i> <i>Erpobdella punctata</i> <i>Mooreobdella microstoma</i> <i>Chironomus</i> sp.
Groupement 5 (G)	<i>Bithynia tentaculata</i> accompagnés de <i>Asellus racovitzai</i> <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> <i>Helobdella stagnalis</i> <i>Erpobdella punctata</i>
Groupement 6 (H et I)	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> accompagnés de <i>Limnodrilus cervix</i> <i>Pelosclex ferox</i> <i>Aulodrilus pluriseta</i> <i>Mooreobdella microstoma</i> <i>Cryptochironomus</i> sp.
Groupement 7 (J et K)	<i>Asellus racovitzai</i> accompagnés de <i>Valvata sincera</i> <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> <i>Erpobdella punctata</i> <i>Bithynia tentaculata</i> <i>Pisidium equilaterale</i> <i>Phylocentropus</i> sp. <i>Helobdella stagnalis</i>

3. Indices

Après avoir étudié les biotopes et leur faune, nous vérifierons, à partir du benthos, des indices de pollution que nous avons jugé pertinents; la plupart de ces indices ont été utilisés lors d'études sur la faune benthique. Les deux premiers indices étudiés sont des quantifications de groupes faunistiques; ce sont l'"abondance des Oligochètes (individus/m²)" et l'"abondance relative des Oligochètes dans le benthos (%)". Les autres indices sont tous des

expressions de diversité; nous avons retenu l'indice de Shannon, l'indice d'équitabilité, l'indice de Menhinick et celui de Hurlbert.

Les Oligochètes ont été souvent associés à de mauvaises conditions d'un milieu (Hynes, 1959; Goodnight, 1961; Milbrink, 1973; Gross, 1976). Le tableau V présente pour chacune des stations l'abondance (individus/m²) des vers alors que le tableau VI exprime l'abondance relative des Oligochètes parmi tout le benthos.

Au site de la conserverie, nous avons enregistré plus d'Oligochètes aux stations B, D, E et F qu'à la station témoin A (\bar{x} de 321 vers/m²). Le nombre d'Oligochètes de la rivière Du Moulin est peu élevé pour ce site (\bar{x} de 556 vers/m²). Les stations G et H ont les moyennes d'Oligochètes les plus élevées du site (1240 et 993 vers/m²) de l'île Valdor alors que la station I a la plus faible moyenne (103 vers/m²). Notons l'écart important qui existe entre la station littorale G (\bar{x} de 1240 vers/m²) et les deux autres stations littorales, J et K, du site de l'île Valdor (\bar{x} de 232 et 379 vers/m²).

Les stations A, C, J et K sont celles où l'abondance relative des Oligochètes est la plus faible. Remarquons qu'à ces mêmes stations les pourcentages diminuent régulièrement au cours des trois premiers mois. Les pourcentages maximaux ont été trouvés aux stations H (93,9), D (92,9) et B (91,6) alors que les plus basses valeurs furent enregistrées aux stations C (5,5) et K (5,8). Goodnight et Whitley (1961) ont défini des seuils indicateurs de pollution pour cet indice. Ainsi, contrairement à l'"abondance des Oligochètes/m²", ce dernier indice (tableau VI) permet de juger la qualité d'un milieu sans procéder par comparaison de stations.

TABLEAU V

Abondance des Oligochètes (ind./m²)

Stations mois	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Juin	187	77	97	4146	801	1572	303	768	253	256	127
Juillet	407	840	300	3988	2404	859	1895	1441	40	326	80
Août	179	360	183	1708	775	3307	999	1695	106	146	67
Septembre	413	1213	183	7799	783	3224	946	525	47	229	187
Octobre	420	290	373	8565	1132	3124	2055	536	67	204	934
\bar{X}	321	556	227	5241	1179	2417	1240	993	103	232	279

TABLEAU VI

Abondance relative des Oligochètes dans le benthos (%)

Stations mois	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Juin	58,3	82,1	38,7	92,9	43,9	84,0	60,0	73,3	87,4	36,7	28,6
Juillet	57,5	91,6	35,9	83,1	59,0	48,9	87,6	93,9	57,1	35,8	15,9
Août	17,4	83,1	9,2	47,0	50,7	77,3	53,2	83,3	51,6	16,5	5,8
Septembre	18,8	87,1	5,5	70,9	51,2	71,0	21,2	76,7	53,9	11,7	15,2
Octobre	16,3	91,6	14,1	57,4	50,3	67,4	46,2	86,1	35,7	24,4	29,1

Il existe un grand nombre d'indices de diversité; nous en avons sélectionné quatre (tableaux VII à X) qui ont déjà servi à caractériser le milieu aquatique d'après le benthos. Les indices retenus sont l'indice de Shannon (1948), l'indice d'équitabilité (Daget, 1976), l'indice de Menhinick (1964) et le P.I.E. (probabilité de rencontres interspécifiques) de Hurlbert (1971). L'indice de Shannon est utile pour comparer des structures de communautés ayant des grandeurs différentes. Cet indice prend en considération le nombre d'espèces et l'abondance relative des différentes espèces. On a choisi cet indice pour deux raisons; la première est le fait que nous ayons des abondances très différentes à nos stations, la seconde est que c'est l'un des indices les plus utilisés et que plusieurs auteurs ont donné des seuils indicateurs à cet indice. Wilhm (1967) a fixé des écarts à l'indice de Shannon; un indice inférieur à 1 dénote une pollution très grave alors qu'un indice supérieur à 3 caractérise une eau propre. Les indices les plus bas ont été enregistrés aux stations B (1,07 à 1,30), D (1,07), G (1,03) et H (1,20) alors que les indices les plus élevés ont été enregistrés aux stations A (3,30, 3,39) et J (3,37).

Le tableau VIII présente les indices d'équitabilité pour chaque station et à chacun des mois. L'équitabilité est le rapport de la diversité observée (d'après l'indice de Shannon) sur la diversité maximale ($\log_2 N$) et a plus de signification écologique que l'indice de diversité de Shannon. Les indices les plus élevés ont été trouvés aux stations I (0,52 à 0,67), C (0,46), J (0,42) et A (0,41) alors que les indices les plus bas ont été enregistrés aux stations B (0,09 à 0,16), D (0,10 à 0,17), F (0,16 et 0,17), G (0,11, 0,16) et H (0,13). Les indices des stations B et D sont dans l'ensemble inférieurs à ceux des autres stations alors que ceux de la station I sont nettement supérieurs à ceux de toutes les autres stations.

L'indice de Menhinick est le plus simple de nos indices et il est très près du rapport "nombre d'espèces/nombre d'individus". Dans cet indice, on accorde une prépondérance au nombre d'espèces présentes. Les indices de Menhinick calculés pour chacune des stations et à chaque mois sont présentés au tableau IX. Les valeurs maximales ont été observées aux stations I (1,77 à 2,00), J (1,59), K (1,46, 1,47) et A (1,42). Les valeurs minimales ont été trouvées aux stations B (0,35) et D (0,35).

Le P.I.E. (probabilité de rencontres interspécifiques) de Hurlbert est la mesure de la probabilité de rencontres interspécifiques entre tous les individus, de toutes les espèces, dans un milieu. Pour un organisme qui entre dans une communauté et qui rencontre deux individus au hasard, le P.I.E. est la probabilité que ces deux organismes appartiennent à différentes espèces. Le tableau X exprime les valeurs du P.I.E. de Hurlbert, calculées pour chacune des stations, à chaque mois. Les indices les plus élevés sont trouvés aux stations A (0,85), C (0,83), I (0,90) et J (0,85). Les indices les plus bas appartiennent aux stations B (0,16), D (0,26), G (0,26) et H (0,33).

TABLEAU VII
Indice de Shannon

Stations mois	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Juin	2,46	1,23	2,86	1,07	2,57	1,42	1,91	2,14	1,52	3,08	2,46
Juillet	2,82	1,30	2,98	1,57	1,98	2,67	1,03	1,20	2,93	3,17	2,57
Août	3,39	1,07	2,65	1,79	2,62	1,71	2,20	2,15	3,10	3,37	2,66
Septembre	3,20	1,10	2,91	1,70	2,67	2,12	1,63	2,57	2,78	2,27	2,85
Octobre	3,30	1,19	3,19	1,95	2,70	2,07	1,90	1,55	3,17	2,86	2,62

TABLEAU VIII
Indice d'équitabilité

Stations mois	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Juin	0,37	0,26	0,46	0,10	0,28	0,16	0,26	0,26	0,24	0,40	0,35
Juillet	0,36	0,16	0,37	0,15	0,19	0,30	0,11	0,13	0,67	0,39	0,35
Août	0,41	0,15	0,29	0,17	0,30	0,17	0,24	0,26	0,52	0,42	0,32
Septembre	0,34	0,13	0,29	0,15	0,30	0,20	0,16	0,33	0,59	0,25	0,33
Octobre	0,34	0,09	0,33	0,16	0,29	0,20	0,18	0,20	0,55	0,36	0,26

TABLEAU IX
Indice de Menhinick

Stations mois	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Juin	0,92	1,13	1,27	0,60	0,90	0,55	0,89	0,96	1,07	1,17	1,47
Juillet	1,16	0,54	1,20	0,50	0,60	1,09	0,58	0,73	1,96	1,33	1,46
Août	1,42	0,35	0,90	0,42	1,17	0,78	0,88	1,00	1,78	1,59	1,08
Septembre	1,09	0,73	0,95	0,35	0,98	0,77	0,49	1,25	1,77	0,99	1,15
Octobre	1,11	0,72	0,99	0,46	1,00	0,86	0,59	0,73	2,00	1,20	0,90

TABLEAU X
P.I.E. de Hurlbert

Stations mois	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Juin	0,79	0,39	0,83	0,26	0,73	0,43	0,62	0,60	0,45	0,83	0,70
Juillet	0,81	0,37	0,83	0,43	0,61	0,72	0,26	0,33	0,90	0,82	0,75
Août	0,85	0,40	0,68	0,61	0,72	0,43	0,66	0,57	0,86	0,85	0,75
Septembre	0,82	0,29	0,74	0,56	0,71	0,53	0,53	0,72	0,86	0,63	0,77
Octobre	0,84	0,16	0,80	0,62	0,73	0,54	0,62	0,47	0,85	0,82	0,77

DISCUSSION

RELATION ENTRE LA FAUNE ET LE BIOTOPE

Ayant caractérisé nos biotopes, puis étudié la répartition des espèces benthiques à nos stations, nous allons établir des liens entre le benthos et les conditions des biotopes. On vérifiera la validité des méthodes axées sur le benthos (chapitre 4) pour définir l'état des milieux aquatiques.

Il est évident que dans des conditions de pollution grave, on assiste à la dominance d'un groupe d'organismes benthiques, soit les Oligochètes; la dominance des vers aux stations B et D (figure 8) le confirme. Ainsi, même si on note une dominance des Oligochètes à la station E (51%), la bonne représentation des autres taxons classerait cette station comme étant moins polluée que la station D; ceci est en accord avec la classification élaborée à partir des analyses physico-chimiques. A partir de la figure 9, il est facile de vérifier le lien existant entre le nombre d'Asellidae et la présence de détritus végétaux dans le substrat; la station I, sans végétation, ne compte aucun Asellidae. Notons également l'importance des Oligochètes aux stations légèrement polluées de l'île Valdor (G, H et I).

Il est possible que les valeurs basses du pH des sédiments des stations J et K expliquent la rareté des vers à ces stations.

Les Gastéropodes sont affectés par une pollution très élevée; le peu d'individus récoltés aux stations B et D (3 ind/m²) au mois d'août corrobore cet état de fait. Cependant les espèces *B. tentaculata*, *P. gyrina* et *V. sincera* semblent bien s'accomoder d'une pollution moyenne comme c'est le cas aux stations E et F du premier site (tableau IV). Hart et Fuller (1974) ont classé les Gastéropodes Pulmonés (Lymnaeidae, Planorbidae, Physidae) parmi les organismes tolérants à cause de leur résistance aux déficiences d'oxygène; rien de tel ne ressort de la présente étude car à nos stations fluviales affectées D, E et F, l'espèce importante est presque toujours le Valvatidae *V. sincera* suivi de l'Hydrobiidae *B. tentaculata*. Mackie (1971), dans son étude de la rivière des Outaouais, a classé l'espèce *V. tricarinata* parmi les formes d'eaux propres; il semble bien, en raison des valeurs obtenues aux stations A (\bar{x} de 86 ind/m²) et D (\bar{x} de 4 ind/m²), que cette espèce soit indicatrice d'eaux saines. Par ailleurs, Goodnight (1973) affirme que le genre *Physa* est associé à des conditions polluées: les nombres enregistrés à la station A (\bar{x} de 22 ind/m²) et à la station polluée D (\bar{x} de 34 ind/m²) vont dans le sens de cette affirmation. Il est certain que les Gastéropodes n'affectioignent pas particulièrement les fonds sableux; en effet leur présence aux stations I (\bar{x} de 4 ind/m²) et H (\bar{x} de 15 ind/m²) confirme notre hypothèse.

Aux stations A et C, une seule espèce d'Hirudinées est bien représentée, soit l'Erpobdellidae *E. punctata* (\bar{x} respectives de 62 et 20 ind/m²) qui est à la fois prédatrice et détritivore (Sawyer, 1970). L'absence de sangsues à la

station B (rivière Du Moulin) serait due au degré élevé de la pollution et au manque d'organismes proies. Le peu de sangsues trouvées à la station D (\bar{x} de 33 ind/m²) serait lui aussi imputé à la pollution car les proies y abondent (Oligochètes et Chironomides). Aux stations E et F, l'abondance en Oligochètes (> 1000 ind/m²) explique le nombre élevé de sangsues qu'on y trouve (> 100 sangsues/m²). Klemm (1972) affirme que des eaux alcalines (> 60 mg/l CaCO₃) sont propices aux Hirudinées; alors comment expliquer qu'à l'île Valdor, où l'alcalinité est plus faible qu'au site de la conserverie (figure 3), la diversité en Hirudinées soit plus grande? Bien que les Oligochètes soient peu nombreux autour de l'île Valdor, on trouve plusieurs autres taxons (Trichoptères, Asellidae, Gastéropodes, Coléoptères) qui peuvent expliquer cette diversité en sangsues. Même si aucune espèce n'est clairement indicatrice, il nous semble évident que la distribution des sangsues est liée à la présence de nourriture (Klemm, 1976). En milieu pollué, on trouve peu d'espèces et celles-ci se nourrissent de vers et de Chironomides. Outre l'absence de nourriture, le sable, en général, ne constitue pas le substrat approprié pour les sangsues. Les herbiers favorisent la diversité des Hirudinées étant donné la diversité des organismes proies qu'ils supportent et l'importance des détritux végétaux qu'ils engendrent.

On remarque que dans la rivière Du Moulin, source de contamination, le nombre de vers est peu élevé (556 vers/m²). Hynes (1960) constata souvent que le nombre maximum d'oligochètes n'est pas trouvé près de l'émissaire à cause des dégagements d'ammoniaque qui accompagnent une baisse d'oxygène. Par ailleurs, Hynes (1959) explique le grand nombre de vers en milieu pollué, par leur résistance aux polluants et par l'absence de prédateurs.

A la station D, où l'on a enregistré le plus de vers, nous avons échantillonné peu d'Hirudinées (\bar{x} de 33 ind/m²). Notons aussi l'importance de *L. hoffmeisteri* à toutes nos stations; il a été démontré par Gaufin et Tarzwell (1952) que ce Tubificidae n'est pas restreint aux habitats pollués et qu'il occupe souvent les zones propres; ainsi sa présence n'est pas indicatrice. Par contre, l'association *Limnodrilus* sp. et *T. tubifex* a toujours été classée indicatrice de pollution (Szczesny, 1974). Les Oligochètes sont influencés par tout ce qui réduit l'activité bactériologique (acidité par exemple) (Hynes, 1960). Cela pourrait expliquer le peu d'Oligochètes au site de l'île Valdor; le pH des sédiments étant très acide, les vers peuvent manquer de nourriture (végétation bien décomposée). D'après les densités atteintes aux stations polluées D et F, il est évident que le nombre de *L. hoffmeisteri* augmente en milieu pollué où il s'associe avec *T. tubifex*. Une relation entre la famille des Tubificidae et celle des Glossoscolecidae fut remarquée lors de l'étude détaillée du benthos (tableau IV); le Glossoscolecidae *S. tamesis* s'avère, par sa présence et son rapport avec les Tubificidae, un indicateur de la qualité du milieu. La présence de *T. tubifex* aux stations G et H, son absence des stations J et K ainsi que la présence de *S. tamesis* à ces mêmes stations indiquent que la zone en amont de l'île Valdor est plus polluée que la section en aval. Le Tubificidae *P. ferox* par son abondance aux stations I et H serait caractéristique des fonds sableux.

A cause de la faible représentation de toutes nos espèces de Bivalves, il est difficile de juger de la valeur indicatrice des individus échantillonnés. Seules les espèces *S. corneum* et *S. lacustre* semblent supporter une pollution modérée.

Il est difficile d'utiliser la valeur indicatrice d'un genre car deux espèces d'un même genre peuvent avoir des exigences écologiques différentes; c'est le cas pour le genre *Chironomus* dont l'espèce *C. tentans* est indicatrice de mauvaises conditions alors que l'espèce *C. decorus* est une espèce d'eau propre (Paine et Gauvin, 1956). L'espèce *Chironomus tentans* a été trouvée régulièrement dans nos échantillons provenant du site de la conserverie lors de nos élevages. A partir du nombre de Chironomides récoltés à la station D (\bar{x} de 2287 ind/m²) il semblerait qu'il y ait augmentation du nombre d'individus lors de pollution organique; ces fortes densités sont expliquées par la rareté des Hirudinées à cette station. Nos observations sur l'espèce de Coléoptère *Donacia* sp. aux stations J et K corroborent celles de Marie-Victorin (1964) qui dit que cet Insecte est souvent trouvé en présence de grands macrophytes (*Pontederia*, *Nuphar*). Notons aussi que Mackie (1971) a associé la présence de la larve de Lépidoptère *Paraponyx* sp. à l'abondance dans un milieu de l'espèce de macrophyte *Vallisneria americana*. Nous avons vérifié cette hypothèse à la station K.

En examinant les groupements d'espèces de nos stations on remarque que le Tubificidae *L. hoffmeisteri* est présent dans tous nos groupements; ce fait indique que la présence de ce vers (considéré seul) apporte bien peu d'informations sur les caractéristiques des milieux. Le Chironomide *Chironomus* sp. est lui aussi peu indicateur; on l'a retrouvé dans deux groupements et il fait partie des espèces compagnes de deux autres groupements. Ainsi, les groupements des stations B et D, à eux seuls, ne suffisent pas pour définir des milieux spécifiques. Dans l'ensemble, le critère de présence a fait ressortir la

plupart des espèces à forte abondance relative et les stations B et D sont les seules stations où les groupements ne sont pas typiques des biotopes définis. Il est intéressant de noter que les regroupements de stations basés sur les groupements d'espèces (groupements définis par la présence à tous les mois) sont en accord avec les regroupements de stations du P.S.C., exception faite de la station H qui a des espèces communes avec la station I.

Vincent et al. (1978) ont défini, dans l'ensemble du secteur de Gentilly, des groupements benthiques, à partir des espèces typiques fréquentes. Ils n'ont cependant pas étudié de milieux pollués. Nous avons répertorié deux de leurs groupements à nos stations. Le premier groupement commun est celui à *B. tentaculata* et *S. tamesis*; ils ont classé ce groupement comme typique des zones littorales. Nous avons noté l'absence de *S. tamesis* aux stations littorales polluées (D, E et F) du site de la conserverie; il semble donc que le groupement à *B. tentaculata* et *S. tamesis* soit typique des zones littorales propres. Le deuxième groupement commun est celui à *P. ferox* et *L. hoffmeisteri*; en accord avec ces auteurs, nous classons ce groupement comme typique des fonds sableux.

Concernant les comparaisons de stations à partir du P.S.C., on note, à la figure 10, que plusieurs relations entre les stations (P.S.C.) aux mois de juin et juillet ne correspondent pas aux regroupements de stations effectués à partir de l'analyse physico-chimique; citons entre autres les relations entre la station I et les stations B, D et F, celles entre la station G et les stations B et D. En général, au cours des deux premiers mois (juin et juillet), la structure des populations benthiques est instable et les groupements de stations ne suivent pas intimement les conditions du milieu.

Les groupes de stations formés, à partir du P.S.C. au cours des trois derniers mois (figure 10) et pour l'ensemble de l'échantillonnage (figure 11) confirment la qualité des milieux définie par les analyses physico-chimiques. Les stations A et C montrent beaucoup d'affinité entre elles; on se rappellera que ces stations ont été classées propres lors de l'analyse physico-chimique de l'eau. Les stations B, D, F, H et E identifiées polluées (tableaux I, II et III) sont regroupées à la figure 11; notons cependant que la position de la station E, non reliée aux stations B et D, dénoterait un degré moindre de contamination. Seule la station lotique I montre un écart important entre son classement par le P.S.C. (isolement des autres stations) et la qualité de ses eaux. On se souvient que la station I, tout comme les stations H et G, a présenté souvent des signes de mauvaises conditions: faibles valeurs d'oxygène dissous, numérations de bactéries coliformes élevées, etc. Il semble que ce soit les conditions édaphiques particulières de cette station qui l'isole des autres. Les stations J et K sont regroupées à la figure 11; ces deux stations présentent des biotopes similaires: pH des sédiments acide, concentrations élevées de calcium dans les sédiments, pourcentage de matière organique élevé (figure 5). De plus, à l'examen de nos résultats sur la physico-chimie de l'eau, ces deux stations ont affiché une meilleure qualité de l'eau comparativement aux stations situées en amont de l'île Valdor; en effet, une faible densité de bactéries coliformes (tableau I) et une bonne oxygénation (tableau III) corroborent cet état de fait. Malgré ses bons rapports avec les conditions physico-chimiques, l'utilisation du P.S.C. (Pourcentage de Similitude des Communautés) est restreinte car cette analyse doit être toujours procédée par comparaison de milieux. De plus, il est impossible de conclure sur la qualité d'un milieu

grâce au P.S.C., sans procéder aux analyses du biotope.

En examinant les indices d'abondance des Oligochètes (ind/m^2) au site de la conserverie, on s'aperçoit que les moyennes des stations classées comme polluées lors de l'étude physico-chimique (B, D, E et F) sont plus élevées que celles des stations propres A (\bar{x} de 321 vers/m^2) et C (\bar{x} de 227 vers/m^2). Bien que la station B (rivière Du Moulin) soit la plus polluée, le nombre de vers y est peu élevé (\bar{x} de 556 vers/m^2). On remarque que les stations G et H ont les moyennes les plus élevées du site de l'île Valdor; ces deux stations, avec la station I, affichaient des conditions du milieu moins saines que les autres stations (J et K). On explique la faible moyenne de la station I (103 vers/m^2) par la nature sableuse de son substrat (figure 7) et son courant rapide. Dans l'ensemble, le nombre total d'Oligochètes/ m^2 nous renseigne sur le degré de pollution, sauf aux stations à dominance de sables (B et I). La littérature ne rapporte pas de seuils indicateurs valables pour cet indice, aussi, pour l'utiliser on doit comparer les stations. Rappelons enfin la rapidité d'élaboration de cet indice. Pour comparer l'abondance des Oligochètes entre nos stations, nous avons appliqué le test de U de Mann-Whitney (Zar, 1974) aux données du tableau V; ce test non-paramétrique permet de comparer les valeurs de deux populations (d'indices) et de dire s'il y a une différence significative entre les deux populations. En appliquant le test de U ($P = 0,05$) aux données de l'"abondance des Oligochètes (ind/m^2)", nous avons vérifié que seules les comparaisons impliquant des stations sableuses ($A=B$, $B=C$, $B=E$, $H=K$, $I=J$ et $I=K$) sont en désaccord avec les regroupements de stations établis à partir de l'analyse physico-chimique.

D'après Goodnight et Whitley (1961), une densité d'Oligochètes supérieure à 80% du total de la faune des macroinvertébrés indique une forte pollution organique alors qu'une densité entre 60% et 80% correspond à des conditions douteuses. En appliquant ces normes aux valeurs du tableau VI (abondance relative des Oligochètes dans le benthos (%)) on obtient:

1) stations très polluées (>80%)

juin:	B, D, F, I
juillet:	B, D, G, H
août:	B, H
septembre:	B
octobre:	B, H

2) stations douteuses (60% - 80%)

juin:	G, H
juillet:	
août:	F
septembre:	D, F, H
octobre:	F

L'application des seuils suggérés par Goodnight et Whitley fait ressortir les stations polluées B, D, F, G et H; les seules exceptions sont les absences des stations I et E. On sait que l'analyse du P.S.C. avait regroupé la station E à la station F dans les stations polluées; de plus, les résultats de plusieurs analyses (coliformes, oxygène dissous, ortho-phosphates) ont confirmé la mauvaise condition des eaux à ces stations (I, E). Le fait

que l'abondance relative des Oligochètes n'ait pas classé la station E parmi les stations polluées est explicable par le nombre élevé d'Hirudinées (207 ind/m^2) qu'on y a trouvé.

Pour comparer nos stations, à partir de l'abondance relative des Oligochètes, on a appliqué le test de U de Mann-Whitney ($P = 0,05$) aux données du tableau VI; dans le but d'augmenter l'efficacité du test, nous avons, tel que suggéré par Zar (1974), modifié nos données en utilisant la formule Arc Sinus \sqrt{x} (x étant le pourcentage d'Oligochètes). Parmi les relations douteuses (par rapport à la classification basée sur l'étude physico-chimique), les indices des stations A, D et E sont regroupés ensemble et ceux de la station G sont semblables à ceux des stations I et J. Contrairement à l'expression de l'abondance des Oligochètes/ m^2 , cet indice met en évidence les conditions de pollution sérieuse de la rivière Du Moulin (station B). Notons également que le test associe les indices de la station G aux indices de la station I; on se souviendra que ces deux stations sont réceptrices d'eaux semblables mais qu'elles sont très différentes par leurs propriétés édaphiques.

Parmi les deux indices biologiques utilisés, l'abondance des Oligochètes/ m^2 semble le plus apte pour distinguer les niveaux de pollution; cependant cet indice n'est pas applicable en présence de fonds très sableux et il nécessite la comparaison de milieux en raison de l'absence de seuils indicateurs. L'abondance relative des Oligochètes permet de mettre en évidence la piètre qualité de l'eau de la rivière Du Moulin (B); plusieurs relations entre les stations (A=I, G=J, G=I, A=E, D=E, A=D) définies à partir du test de U, minimisent la validité de cet indice. Cependant, lorsqu'on applique les

seuils de pollution de Goodnight et Whitley (1961), les résultats sont valables.

A l'examen des normes déjà précisées (>3 et <1) pour l'indice de diversité de Shannon, seules les stations A (août, septembre, octobre), C (juillet, octobre), I (juillet, août et octobre) et J (juin, juillet, août) seraient cataloguées propres alors que la station B serait la plus polluée (tableau VII). De façon à comparer statistiquement les indices de Shannon de nos stations on a utilisé le test de U de Mann Whitney ($P = 0,05$). Nous avons alors noté quelques relations fausses: les indices de la station A ne sont pas significativement différents de ceux de la station E et ceux de la station I sont comparables à ceux des stations A, G, J et K. Soulignons que même en utilisant l'indice d'équitabilité, la classification de la station I, compte tenu de la qualité de son milieu, est erronée; la station I peut se confondre avec des stations lénitiques propres (A, J, K). En utilisant le test de U (Mann-Whitney) ($P = 0,05$) nous avons identifié ces rapports de stations inappropriés à partir de l'indice d'équitabilité: C = E, H = J, H = K, I = J, I = K et A = I.

Les indices de Menhinick lorsque traités par le test non-paramétrique de Mann-Whitney ($P = 0,05$) ont mis à jour de nombreuses relations fausses entre nos stations: A = B, A = E, B = C, B = E, C = E, C = F, H = J, H = K, I = J et I = K. Cet indice favoriserait seulement les stations propres comptant peu d'individus ou des stations sableuses dont les eaux ne sont pas trop polluées (I). Les indices de Hurlbert (P.I.E.) ont bien répondu au test de Mann-Whitney ($P = 0,05$); les relations fausses y sont C = E, G = I, I = K et A = I.

Il ressort que les indices de Shannon et de Hurlbert sont les deux meilleurs indices de diversité; lors de comparaisons de stations à partir de ces indices, la plupart des relations fausses impliquaient des comparaisons avec la station lotique I. L'équitabilité est aussi un bon indice; cependant cet indice se classe un peu moins bien que les précédents à cause du nombre de mauvaises relations. L'indice de Menhinick n'est pas valable en raison des relations fausses (10) qu'il crée entre les stations. Les indices de diversité permettent d'évaluer, en milieu littoral lénitique, le niveau de pollution d'un milieu; aucun des indices de diversité n'est apte à décrire un milieu sableux à moins qu'il soit très contaminé (station B).

Le tableau XI résume globalement les rapports entre le type de faune et les caractéristiques des biotopes; nous y exprimons les groupements d'espèces des stations, l'abondance et la diversité de la faune et la définition des biotopes. Il est intéressant de regarder la densité des organismes; dans des cas de fortes pollutions, on retrouve ou bien beaucoup d'individus (station D), ou très peu d'individus (station B). Les stations propres lénitiques comptent moins d'individus que les stations polluées à faciès lénitique. En accord avec les travaux de Vincent et al. (1978) et ceux de Levasseur (1977), qui ont travaillé sur ce tronçon fluvial, il semblerait qu'un indice de Shannon supérieur à 2,50 indique des conditions saines lorsqu'on échantillonne la faune en faciès lénitique. Les indices de diversité ont nettement séparé la station G des stations J et K, même si ces stations avaient plusieurs propriétés édaphiques communes; ces stations s'étaient différenciées par la qualité de leurs eaux. Nos trois meilleurs indices (Shannon, équitabilité, P.I.E.) ont également tous bien séparés les stations E et F de la station D; on se rappellera que ces trois stations sont polluées mais on avait noté une différence notable

dans la qualité de leurs eaux. Même sans comparaisons statistiques, on s'aperçoit que l'application de l'indice de Menhinick est erronée; selon cet indice (figure XI) la station G serait plus polluée que la rivière Du Moulin (B).

CONCLUSION

La liste des espèces benthiques des milieux pollués de la région de Gentilly est nécessaire pour la création d'un système de codification des eaux du Saint-Laurent au moyen du benthos. Six groupements d'espèces benthiques, dont deux jamais définis dans le secteur, ont été classés.

Dans des cas de pollution élevée, on s'aperçoit que la détermination de groupements d'espèces, à elle seule, ne suffit pas. Ainsi on entrevoit déjà la nécessité de combiner plusieurs méthodes. La détermination de groupements benthiques associée à l'abondance des organismes et au calcul d'un indice de diversité pertinent définit très bien la qualité des biotopes fluviaux.

Il est à souhaiter que de pareilles études s'étendent également aux différentes zones du profil fluvial. Le choix de la zone littorale est cependant primordial à cause des problèmes d'oxygénation et d'eutrophisation qu'on y observe.

SOMMAIRE

1. La présente étude porte sur les conséquences de deux types d'altérations des milieux aquatiques fluviaux, sur la faune des Invertébrés benthiques.
2. Notre étude concerne deux sites, un sur chacune des rives du fleuve Saint-Laurent, à proximité des installations nucléaires de Gentilly (Québec).
3. Le site de la rive nord reçoit les eaux de la rivière Saint-Maurice, ainsi que les rejets des industries papetières et autres des villes de Trois-Rivières et du Cap-de-la-Madeleine.
4. Le site de la rive sud reçoit les eaux usées d'une conserverie de viande.
5. Onze stations ont été échantillonnées, soit six au site de la rive sud (A à F) et cinq sur la rive nord (G à K). Le choix de l'emplacement se fonde sur des analyses physico-chimiques qui devaient nous indiquer des

écarts de qualité des eaux pour chacun des sites.

6. Les analyses des eaux effectuées comprennent l'alcalinité, la numération des bactéries coliformes, le calcium, la conductivité, l'oxygène dissous, le pH, la température, la turbidité, le tannin-lignine et les ortho-phosphates.
7. Les analyses des sédiments comprennent le pourcentage de matière organique, le phosphore, le calcium, le pH et la granulométrie.
8. Les analyses du biotope au site de la conserverie (rive sud) montrent que les stations B, D, E et F sont polluées à divers niveaux alors que les stations A et C sont en bonne condition.
9. L'analyse du biotope au site de la rive nord (île Valdor) révèle que les stations G, H et I semblent plus altérées que les stations J et K. Cependant les stations G, J et K se ressemblent par les propriétés de leurs sédiments et les espèces de macrophytes aquatiques.
10. L'analyse des principaux groupes taxonomiques du benthos renseigne beaucoup sur l'importance de la pollution à nos stations. Ainsi la dominance des Oligochètes et la faible représentation des autres groupes aux stations B, D, F, H et G corroborent la classification comme "polluées" de ces stations.

TABLEAU XI

GROUPEMENTS BENTHIQUES CARACTERISTIQUES ET BIOTOPES

Stations	Groupelements d'espèces	Espèces compagnes	Densité (ind/m ²)	Indice de Shannon	Indice d'équitabilité	P.I.E. de Hurlbert	Indice de Menhinick	Type de biotope
B	<i>L. hoffmeisteri</i>	<i>Tribelos</i> sp. <i>L. cervix</i> <i>Chironomus</i> sp. <i>Psychoda</i> sp.	631	1,18	0,16	0,32	0,70	Rivière à substrat sableux. Pollution élevée.
H - I	<i>L. hoffmeisteri</i> <i>P. ferox</i>	<i>L. cervix</i> <i>A. pluriseta</i> <i>M. microstoma</i> <i>Cryptochironomus</i> sp.	1003 (H) 167 (I)	1,92 (H) 2,70 (I)	0,23 (H) 0,51 (I)	0,54 (H) 0,78 (I)	0,73 (H) 1,71 (I)	Milieu fluvial à faciès lotique. Substrat sableux. Pollution légère.
D	<i>L. hoffmeisteri</i> <i>Chironomus</i> sp.	<i>V. sincera</i>	7781	1,62	0,15	0,50	0,47	Milieu fluvial à faciès lénitique. Pollution élevée.
E - F	<i>L. hoffmeisteri</i> <i>B. tentaculata</i> <i>S. lacustre</i> <i>E. punctata</i> <i>M. microstoma</i> <i>Chironomus</i> sp.	<i>S. corneum</i> <i>V. sincera</i>	2637	2,25	0,24	0,61	0,87	Milieu fluvial à faciès lénitique. Pollution moyenne
G	<i>B. tentaculata</i> <i>L. hoffmeisteri</i> <i>E. punctata</i>	<i>Asellus racovitzai</i> <i>H. stagnalis</i>	2741	1,73	0,19	0,54	0,69	Milieu fluvial à faciès lénitique. Substrat acide composé de fibres végétales. Abondance de grands macrophytes. Pollution légère.
J - K	<i>L. hoffmeisteri</i> <i>B. tentaculata</i> <i>A. racovitzai</i>	<i>P. equilaterale</i> <i>Phylocentropus</i> sp. <i>V. sincera</i> <i>H. stagnalis</i> <i>E. punctata</i>	1184	2,79	0,34	0,77	1,23	Milieu fluvial à faciès lénitique. Substrat acide composé de fibres végétales. Abondance de grands macrophytes.
A - C	<i>B. tentaculata</i> <i>S. tamesis</i> <i>L. hoffmeisteri</i>	<i>E. punctata</i> <i>V. sincera</i> <i>P. gyrina</i> <i>S. lacustre</i> <i>P. supinum</i> <i>P. henslowianum</i> <i>Chironomus</i> sp. <i>Endochironomus</i> sp.	1590	2,98	0,35	0,80	1,18	Milieu fluvial à faciès lénitique. Milieu propre.

11. Une pollution organique comme celle du site de la conserverie favorise grandement l'abondance des Oligochètes et des Chironomides.
12. Des substrats composés de macrophytes en décomposition favorisent l'abondance des Asellidae et la diversité en Hirudinées.
13. Le Glossoscolecidae *S. tamesis* par sa présence et surtout son rapport avec les Tubificidae semble être indicateur d'un milieu littoral propre.
14. Le Tubificidae *P. ferox* est caractéristique des faciès lotiques.
15. Le Tubificidae *T. tubifex* est indicateur d'eaux polluées; cependant, son identification est incertaine en absence des caractères sexuels.
16. Les espèces d'Hirudinées *E. punctata* et *M. microstoma* prolifèrent lors de conditions de pollution modérée; ce fait est imputable à l'abondance, dans ces conditions, d'organismes proies (Oligochètes et Chironomides).
17. Pour l'ensemble des mois échantillonnés et plus particulièrement à partir du mois d'août, le Pourcentage de Similitude des Communautés (P.S.C.) a regroupé nos stations selon la classification déterminée par l'étude physico-chimique.

18. La structure des populations benthiques du fleuve Saint-Laurent est instable avant le mois d'août.
19. Il est difficile de définir des groupements benthiques, à partir de l'abondance relative pour l'ensemble des mois échantillonnés, à cause de la rareté des organismes aux mois de juin et juillet.
20. Les stations très polluées (D et B) n'ont pas de groupements d'espèces bien caractéristiques.
21. L'abondance des Oligochètes (ind/m^2) est un indicateur valable de la qualité des milieux; cependant, cet indice ne s'applique pas aux fonds sableux ou dans des cas de pollutions extrêmes. De plus, à cause de l'absence de seuils valables, on doit toujours procéder par comparaison de milieux.
22. L'abondance relative des Oligochètes par rapport à l'ensemble du benthos apporte des renseignements sur la qualité des milieux si on utilise les normes de Goodnight et Whitley (1961).
23. Les indices de Shannon et de Hurlbert sont d'excellents indicateurs de la qualité du milieu fluvial, particulièrement lorsqu'on les utilise en faciès lénitique.

24. Aucun des quatre indices de diversité étudiés (Shannon, Hurlbert, équitabilité et Menhinick) ne différencie un milieu lotique légèrement pollué d'un milieu lénitique propre.
25. La détermination de groupements d'espèces lorsqu'elle est associée à l'abondance faunistique et à un indice de diversité pertinent permet d'évaluer la qualité de la plupart des milieux fluviaux.

BIBLIOGRAPHIE

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1975. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. -14th ed., Washington, D.C., 1193p.
- ARNOLD, G.E., 1962. Thermal pollution of surface supplies. -Jour. AWWA., 54 (11): 1332 - 1346.
- BECK, W.M., 1954. Studies in stream pollution biology. - Q.J. Fla. Acad. Sci. (Gainesville), 17 (4): 211-227.
- BLANCHARD, B., E. LACOURSIÈRE, G. VAILLANCOURT et R. COUTURE, 1976. Etude phytosociologique et carte de la végétation du littoral et de la batture de Gentilly. -Groupe de recherche Thermopol éd., Université du Québec à Trois-Rivières, 38p.
- BONNET, L., 1964. Le peuplement thécamoebien des sols. -Rev. Ecol. Biol. sol., 1: 123-148.
- BOYCOTT, A.E., 1936. The habitats of fresh-water Mollusca in Britain. -J. Anim. Ecol., 5: 116-186.
- BOYOUCOS, G.J., 1936. Directions for making mechanical analysis of soils by the hydrometer method. -Soil Sci., 42: 225-229.
- BRINKHURST, R.O. et B.G.M. JAMIESON, 1971. Aquatic oligochaeta of the world. -Univ. Toronto Press, Toronto, 860p.
- BURCH, J.B., 1975. Freshwater Sphaeriacean clams (Mollusca: Pelecypoda) of North America. -Museum and Dept. Zoology, Univ. Michigan, 96p.
- CHANDLER, J.R., 1970. A biological approach to water quality management. -Water Pollut. Control, 4: 415-422.
- CLARKE, A.H. et C.O. BERG, 1959. The freshwater mussels of central New-York. -Cornel Univ. Agricultural Experiment, Station Memoir, 367: 1-79.
- CLARKE, A.H., 1973. The freshwater molluscs of the Canadian Interior Basin. -National Museum of Canada. Malacologia: 131-509.

- COOK, S.E.K., 1976. Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. -Environ. Pollut., 11(4): 269-288.
- DAGET, J., 1976. Les modèles mathématiques en écologie. -Masson Inc., New-York, 172p.
- DAVIES, R.W., 1971. A key to freshwater Hirudinoidea of Canada. -J. Fish. Res. Board Can., 28: 543-552.
- DUMAS, J.-P., J. MEUNIER, L. PAZDERNIK, D. BOUCHARD et A. DUFRESNE, 1976. Etude de la physico-chimie de l'eau du Saint-Laurent, secteur du site nucléaire Gentilly. -Groupe de recherche Thermopol éd., Université du Québec à Trois-Rivières, 69p.
- DUMAS, J.-P., L. PAZDERNIK et D. BOUCHARD, 1977. Qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent, secteur du site nucléaire Gentilly. -Groupe de recherche Thermopol éd., Université du Québec à Trois-Rivières, 143p., dépôt légal, D156055.
- GAUFIN, A.R. et C.M. TARZWELL, 1952. Aquatic invertebrates as indicators of stream pollution. -Public Health Rep., 67: 57-64.
- GAUFIN, A.R. et C.M. TARZWELL, 1956. Aquatic macro-invertebrate communities as indicators of organic pollution in little creek. -J. Water Pollut. Control Fed., 28: 906-926.
- GOODNIGHT, C.J. et L.S. WHITLEY, 1961. Oligochaetes as indicators of pollution. -Eng. Bull. Purdue Univ., Eng. Ext. Ser., 106(45): 139-142.
- GOODNIGHT, C.J., 1973. The use of aquatic macro-invertebrates as indicators of stream pollution. -Trans. Amer. Micros. Soc., 92(1): 1-13.
- GROSS, F., 1976. Les communautés d'oligochètes d'un ruisseau de plaine, leur utilisation comme indicateurs de la pollution organique. -Annls. Limnol., 12(1): 75-87.
- HART, C.W. et S.L.H. FULLER, 1974. Pollution ecology of freshwater invertebrates. -Academic Press, New-York, 389p.
- HOLLAND, J.S., N.J. MACIOLEK et C.H. OPPENHEIMER, 1973. Galveston bay benthic community structure as an indicator of water quality. -Tex. Univ. Mar. Sci. Inst. Contrib., 17: 169-188.
- HOWMILLER, R.P. et M.A. SCOTT, 1977. An environmental index based on relative abundance of oligochaete species. -J. Water Pollut. Control Fed., 49: 809-815.

- HUBENDICK, B., 1958. Factors conditioning the habitat of fresh-water snails. -World Health Organization, Geneva, 18: 1072-1080.
- HURLBERT, S.H., 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. -Ecology, 52(4): 577-586.
- HYNES, H.B.N., 1959. The use of Invertebrates as indicators of River pollution. -Proc. Linn. Soc. London, 170: 165-169.
- HYNES, H.B.N., 1960. The biology of polluted waters. -Liverpool Univ. Press, 200p.
- ILLIES, J. et L. BOTOSANEANU, 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes considérées surtout du point de vue faunistique. -Mitt. int. Ver. Limnol., 12: 1-57.
- KLEIN, L., 1959. River pollution, 1: Chemical Analysis. -Butterworths, London, 206p.
- KLEMM, D.J., 1972. The leeches (Annelida: Hirudinea) of Michigan. -Michigan Acad., 4(2): 405-444.
- KLEMM, D.J., 1976. Leeches (Annelida: Hirudinea) found in North American mollusks. -Malacological Rev., 9: 63-76.
- KOLKWITZ, R. et M. MARSON, 1908. Ecology of plant saprobia. -Federal Pollution Control Administration, U.S. Dept. of the Interior, Washington, 290p.
- LACOURSIÈRE, E., G. VAILLANCOURT et R. COUTURE, 1975. Relation entre les plantes aquatiques et les gastéropodes (Mollusca, Gastropoda) dans la région de la centrale nucléaire Gentilly I (Québec). - J. Can. Zool., 53(12): 1868-1874.
- LAFERRIÈRE, M. et G. VAILLANCOURT, 1978. Etude de la répartition verticale de la faune macrobenthique dans les trente premiers centimètres du substrat fluvial (région Gentilly). -Ann. ACFAS, 45: 67.
- LEVASSEUR, H., 1977. Etude du benthos du fleuve Saint-Laurent. -Service de Protection de l'Environnement, rapport technique no. 10, Québec, 280p.
- MACKIE, G.L., 1971. Some aspects of the distribution and ecology of macrobenthos in an industrialized portion of the Ottawa River near Ottawa and Hull, Canada. -Thèse de Maîtrise, Université d'Ottawa, 161p.
- MAGNIN, E., 1970. Faune benthique littorale du lac Saint-Louis près de Montréal (Québec). -Ann. Hydrobiol., 1(2): 181-195.

- MARGALEF, R., 1957. Information theory in ecology. -Gen. Syst., 3: 36-71.
- MARIE-VICTORIN, 1964. Flore laurentienne. -2e éd., P.U.M., Montréal, 924p.
- MARTIN, D., 1972. Principes et techniques d'analyses de sols et de tissus végétaux. -Ministère des Terres et Forêts, Laboratoire du service de la recherche, Québec, 175p.
- MASON, W.T., 1973. An introduction to the identification of Chironomid larvae. -Analytical Quality Control Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati (Ohio), 90p.
- MASTRAND, P.K., 1973. Using biotic indices as a criterion of in-river quality. -Assoc. River Auth. Yearb. Dir. (London): 182-188.
- McKEE, J.E. et W. WOLF, 1963. Water Quality Criteria. -Resources Agency of California, States Water Quality Control, Sacramento, 548p.
- MENHINICK, E.F., 1964. A comparison of some species-individuals diversity indices applied to samples of field Insects. -Ecology, 45: 859-861.
- MILBRINK, G., 1973. Communities of Oligochaeta as indicators of the water quality in lake Hjalmarén. -Zoon., (1): 77-88.
- MILLIPORE CORP., 1973. Biological analysis of water and waste water. -Brochure Millipore AM 302, Bedford, 84p.
- NISBET, M. et J. VERNEAUX, 1970. Les composantes chimiques des eaux courantes. -Annls. Limnol., 6(2): 161-190.
- OLIVE, J.H., 1976. Chemical physical and biological assessment of water quality in the Cuyahoga River (1973-1974). -Ohio J. Sci., 76(1): 5-15.
- OLSEN, S., 1964. Phosphate equilibrium between reduced sediments and water. Laboratory experiment with radioactive phosphorus. -Verh. int. Ver. Limnol., 15: 333-341.
- PAGÉ, Y.L., 1971. Etude de la qualité des eaux du lac Memphrémagog. -Régie des Eaux du Québec, Québec, 168p.
- PAINE, G.H. et A.R. GAUFIN, 1956. Aquatic diptera as indicators of pollution in a midwestern stream. -Ohio J. Sci., 56(5): 291-304.

- PATRICK, R., 1951. A proposed biological measure of stream conditions. -Int. Assoc. Theor. Appl. Limnol. Proc., 11: 299-307.
- PATRICK, R., 1953. Aquatic organisms as an aid in solving waste disposal problems. -J. Water Pollut. Control Fed., 25(2): 210-217.
- PAZDERNIK, L., B. LONG et D. BOUCHARD, 1978. Etude des sédiments du fleuve Saint-Laurent, secteur de Gentilly, Québec. -Groupe de recherche Thermopol éd., Université du Québec à Trois-Rivières, 138p.
- PENNACK, R.W., 1953. Fresh-water invertebrates of the United States. -Ronald Press, New-York, 769p.
- PINEL-ALLOUL, B. et E. MAGNIN, 1973. Observations sur le cycle vital et la croissance d'*Amnicola limosa* (Say) (Mollusca, Gastropoda, Prosobranchia) du lac Saint-Louis près de Montréal. -Can. J. Zool., 51: 311-313.
- RENN, C.E., 1957. Warm-water effects on municipal supplies. -Jour. AWWA., 49: 405-412.
- ROBACK, S.S., 1957. The immature tendipedids of the Philadelphia area. -Monogr. Acad. Nat. Sci. Philadelphia, 9: 1-152.
- ROSS, H.H., 1944. The caddisflies or Trichoptera of Illinois. -Bull. Ill. Nat. Hist. Surv., 23: 1-326.
- SAWYER, R.T., 1970. Observations on the Natural History and Behavior of *Eupobdella punctata* (Leidy) (Annelida: Hirudinea). -Am. Mid. Nat., 83(1): 65-80.
- SHANNON, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. -Bell. Syst. Tech. J., 27: 379-423.
- SOUCY, A., J.B. SÉRODES, C. BARBEAU, R. LEDOUX et M. CESCAS, 1975. Etude de la qualité des sédiments et suspensions du Saint-Laurent entre Québec et Trois-Rivières. -Centreau, Service de Protection de l'Environnement, Environnement Canada, 154p.
- STANCZYDOWSKA, A., E. MAGNIN et A. DUMOUCHEL, 1971. Etude de trois populations de *Viviparus malleatus* (Reeve) (Gastropoda, Prosobranchia) de la région de Montréal. I. Croissance, fécondité, biomasse et production annuelle. -Can. J. Zool., 49(11): 1431-1441.
- SZCZESNY, B., 1974. The effect of sewage from the town of Krynica on the benthic invertebrates communities of the Krynica stream. -Acta Hydrobiol., 16(1): 1-29.
- TAYLOR, E.W., 1958. The examination of waters and water supplies. -7th ed., J. and A. Churchill Ltd, London, 841p.

- TOWNES, H.K., 1945. The nearctic species of Tendipedini. -Am. Midl. Nat., 34: 1-206.
- USINGER, R.L., 1956. Aquatic insects of California with keys to North American genera and Californian species. -Univ. of California Press, 508p.
- VAILLANCOURT, G., 1968. Indice de pollution des eaux de la rivière des Prairies. -Nat. Can., 95: 979-1029.
- VAILLANCOURT, G., R. COUTURE, E. LACOURSIÈRE et J. DUBÉ, 1976. Effets thermiques de la centrale Gentilly I. -Presses de l'Université du Québec, Montréal, 219p.
- VERNEAUX, J., 1973a. Les principales méthodes biologiques de détermination du degré de pollution des eaux courantes. -Econ. Med. Anim., 14 (1): 11-19.
- VERNEAUX, J., 1973b. Cours d'eau de Franche-Comté (massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. -Thèse de doctorat, Univ. Besançon, 255p.
- VINCENT, B. et G. VAILLANCOURT, 1977. Les peuplements d'Invertébrés du fleuve Saint-Laurent près du complexe nucléaire de Gentilly (Québec). -Trav. Lab. Hydrobiol. Grenoble, 66-68: 95-118.
- VINCENT, B., G. VAILLANCOURT, R. COUTURE et E. LACOURSIÈRE, 1978. Etudes biologiques réalisées près des installations nucléaires de Gentilly (Québec). Eau du Québec, 11(2): 93-98.
- VINCENT, B. et G. VAILLANCOURT, 1978. Les groupements benthiques du fleuve Saint-Laurent près des centrales nucléaires de Gentilly (Québec). -Can. J. Zool., 56(7): 1585-1592.
- WALKLEY, A. et I.R. BLACK, 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chronic acid titration method. Soil Sci., 37: 29-38.
- WARD, H.B. et G.C. WHIPPLE, 1966. Fresh-water biology. -John Wiley and Sons, New-York, 1248p.
- WETZEL, R.G., 1975. Limnology. -W.B. Saunders Co., London, 743p.
- WHITLEY, L.S., 1968. The resistance of Tubificid worms to three common pollutants. -Hydrobiologia, 32: 193-205.
- WILHM, J.L., 1967. Comparaison of some diversity indices applied to populations of benthic macroinvertebrate. -J. Water Pollut. Control Fed., 39(10): 1673-1683.
- WILLIAMS, W.D., 1970. A revision of North American epigeal species of *Asellus* (Crustacea: Isopoda). -Smithson. Contrib. Zool., 49: 1-80.

- WHITTAKER, R.H. et C.W. FAIRBANKS, 1958. A study of plankton and copepod communities in the Columbia Basin, southeastern Washington. -Ecology, 39: 46-65.
- WOODWISS, F.S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. -Chem. Ind. (London): 443-447.
- ZAR, J.H., 1974. Biostatistical Analysis. -Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New-Jersey, 620p.

APPENDICE A

VALEURS DES FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX ET DES SEDIMENTS

Alcalinité totale (mg/l de CaCO_3)

Stations	Conserverie						Ile Valdor				
Dates											
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
13/6/77	62,4	62,4	65,8	62,4	61,3	61,3	50,2	46,8	49,1	50,2	50,2
11/7/77	56,9	65,8	68,0	71,4	62,4	65,8	31,2	29,0	31,2	32,3	36,8
15/8/77	58,0	70,3	72,5	68,0	70,3	68,0	30,1	29,0	27,9	32,3	29,0
28/9/77	66,7	99,8	74,8	70,2	74,8	74,8	23,0	18,4	20,7	24,2	23,0
\bar{x}	61,0	74,6	70,2	68,0	67,2	67,5	33,6	30,8	32,2	34,8	34,8

Calcium (mg/l Ca)

Stations	Conserverie						Ile Valdor				
Dates											
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
13/6/77	17,3	4,7	17,3	16,0	16,3	16,3	13,5	12,0	12,7	12,8	13,5
11/7/77	17,7	5,7	11,3	12,8	14,5	16,2	7,7	7,5	5,7	9,0	8,3
15/8/77	16,8	7,8	15,2	16,0	17,2	18,2	6,5	6,8	5,8	7,6	7,9
28/9/77	14,6	9,2	24,1	17,6	23,5	21,0	4,9	5,4	5,9	6,4	6,8
\bar{x}	16,6	6,8	17,0	15,6	17,9	17,9	8,2	7,9	7,5	9,0	9,1

Conductivité ($\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$)

Stations											
Dates	Conserverie						Ile Valdor				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
13/6/77	230	240	230	210	220	220	180	160	170	180	170
11/7/77	255	300	210	240	240	250	120	105	115	135	140
15/8/77	265	255	280	290	280	277	110	115	110	125	105
28/9/77	215	250	245	220	245	245	85	75	80	85	90
\bar{x}	241	261	241	240	246	248	124	114	119	131	126

Oxygène dissous (% saturation)

Stations											
Dates	Conserverie						Ile Valdor				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
13/6/77	150	20	131	162	152	165	121	93	87	100	96
11/7/77	126	36	169	200	176	120	97	99	94	162	150
15/8/77	134	80	117	113	110	124	81	80	80	109	118
28/9/77	79	68	74	62	73	69	61	71	69	65	71

pH

Stations											
Dates	Conserverie						Ile Valdor				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
13/6/77	9,40	9,20	9,40	9,50	9,35	9,45	7,80	7,55	7,55	7,56	7,64
11/7/77	9,35	6,70	9,40	9,95	9,80	9,50	6,90	6,95	6,90	9,50	9,30
15/8/77	8,30	7,75	8,20	8,50	8,45	8,60	7,25	7,10	7,10	6,90	6,00
28/9/77	7,55	7,43	7,80	7,72	7,84	7,82	7,13	7,02	7,08	7,10	7,13
\bar{x}	8,65	7,77	8,70	8,92	8,86	8,84	7,27	7,16	7,16	7,77	7,52

Tannin-lignine (mg/l acide tannique)

Stations	Conserverie						Ile Valdor				
Dates											
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
13/6/77	0,25	1,21	0,25	0,38	0,25	0,58	0,75	0,58	0,58	0,65	0,45
11/7/77	0,72	2,38	1,07	0,92	0,72	0,78	1,62	1,75	1,75	1,00	1,13
15/8/77	0,00	0,58	0,25	0,13	0,08	0,10	1,20	1,20	1,14	1,00	0,92
28/9/77	1,07	2,74	1,48	2,00	1,52	1,92	1,92	1,62	1,83	1,75	1,52
\bar{x}	0,51	1,73	0,76	0,86	0,64	0,85	1,37	1,29	1,33	1,10	1,01

Température (°C)

Stations	Conserverie						Ile Valdor				
Dates											
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
13/6/77	22,0	26,0	19,0	21,0	21,0	20,0	18,5	17,5	17,0	18,0	17,5
11/7/77	21,0	25,0	22,0	25,0	23,0	23,0	25,5	25,0	25,0	26,0	27,0
15/8/77	19,0	21,0	19,0	19,0	19,0	19,0	21,0	21,0	21,0	21,5	20,0
28/9/77	10,5	11,5	11,0	11,0	11,0	11,0	12,5	12,5	12,0	12,5	12,5
\bar{x}	18,1	20,9	17,8	19,0	18,5	18,3	19,4	19,0	18,8	19,5	19,3

Turbidité (mg/l SiO₂)

Stations	Conserverie						Ile Valdor				
Dates											
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
13/6/77	10	50	13	11	9	8	12	11	8	7	8
11/7/77	11	65	23	28	25	24	26	28	30	25	32
15/8/77	7	24	7	7	15	14	14	19	17	13	22
28/9/77	29	57	29	36	23	24	15	14	15	20	16
\bar{x}	14	49	18	20	18	18	17	18	18	16	20

Calcium (p.p.m.) des sédiments

Stations	Conserverie						Ile Valdor				
Dates											
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
4/7/77	1545	290	870	1060	1810	1130	520	460	440	815	825
29/9/77	1685	261	1395	937	2137	1333	564	558	480	1315	674

Matière organique (%)

Stations	Conserverie						Ile Valdor				
Dates											
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
4/7/77	2,7	0,2	1,8	1,6	2,1	2,2	2,5	2,3	1,1	4,7	3,1
29/9/77	2,1	0,2	1,7	1,5	2,0	1,8	2,7	1,4	0,9	3,5	2,3

pH des sédiments

Stations	Conserverie						Ile Valdor				
Dates											
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
4/7/77	6,9	6,8	6,8	6,3	6,9	6,7	6,1	6,8	6,5	5,7	5,9
29/9/77	6,6	6,0	6,1	6,1	6,7	5,0	5,0	5,6	5,8	4,4	4,4

Phosphore (p.p.m.) des sédiments

Stations											
Dates	Conserverie						Ile Valdor				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
4/7/77	162	94	400	400	376	319	106	119	95	104	104
29/9/77	148	102	369	383	328	294	105	117	88	79	93

Analyse granulométrique

Stations											
Tailles de particules μm	Conserverie						Ile Valdor				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Argile (0-2)	18,0	2,2	9,0	9,0	9,1	10,3	9,9	6,6	4,1	16,5	11,8
Limon (2-50)	24,2	2,0	11,4	13,1	14,9	24,6	19,4	9,0	1,8	24,9	21,7
Sable fin (50-210)	33,3	40,1	54,4	68,3	58,3	49,0	59,5	69,5	80,4	24,2	48,8
Sable moyen (210-500)	15,1	51,2	17,4	5,9	8,6	7,1	6,8	7,8	13,0	11,7	8,6
Sable grossier (500-1 410)	7,8	4,2	6,2	2,8	6,4	6,4	3,7	3,8	0,5	14,4	7,5
Gravier (>1 410)	1,6	0,3	1,6	0,9	2,6	2,6	0,7	3,3	0,2	8,3	1,6

APPENDICE B

VALEURS DES POURCENTAGES DE SIMILITUDE DES COMMUNAUTÉS (P.S.C.) POUR CHACUN DES MOIS.

a) juin

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
B	33,78									
C	56,17	35,57								
D	35,95	84,24	38,57							
E	59,64	45,36	44,32	47,78						
F	45,48	80,66	45,15	83,16	55,72					
G	43,37	60,81	58,61	62,68	51,04	73,08				
H	44,81	66,43	43,62	67,52	54,20	79,96	74,89			
I	32,51	74,71	37,75	76,32	42,97	77,11	60,69	66,94		
J	52,35	35,48	54,10	36,03	58,01	44,51	60,30	51,75	36,78	
K	48,19	29,89	35,24	31,47	67,10	42,17	44,64	47,30	30,87	62,91

b) juillet

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
B	32,56									
C	59,54	29,67								
D	34,52	86,07	32,95							
E	49,83	61,58	61,28	64,29						
F	55,98	55,02	62,38	58,80	78,94					
G	34,31	80,79	29,49	77,40	64,10	54,96				
H	32,53	82,99	29,74	81,60	61,20	53,06	84,21			
I	25,59	24,50	24,23	29,59	20,93	26,24	19,05	31,28		
J	42,42	37,58	39,07	39,15	46,64	51,03	44,59	37,09	23,79	
K	28,75	15,96	34,22	17,00	24,89	34,83	24,42	16,74	17,22	42,72

c) août

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
B	17,12									
C	56,15	23,81								
D	39,35	60,70	59,22							
E	28,75	51,75	26,06	49,20						
F	20,14	80,22	26,83	53,55	66,01					
G	5,73	50,96	10,51	45,86	57,96	55,52				
H	12,77	67,49	18,18	54,41	54,13	72,08	53,74			
I	9,65	22,58	14,87	25,42	26,46	25,83	26,30	39,25		
J	17,88	15,36	20,18	14,70	29,68	26,45	48,88	15,54	18,84	
K	20,14	5,14	9,62	4,65	21,19	9,59	44,48	6,54	7,60	59,72

d) septembre

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
B	8,24									
C	68,96	9,12								
D	9,00	68,15	13,73							
E	28,39	57,81	30,36	59,59						
F	22,02	75,20	26,46	76,11	73,09					
G	8,68	21,95	4,64	21,56	26,19	23,80				
H	12,19	50,21	9,79	51,06	61,72	52,87	27,27			
I	8,33	24,51	5,97	23,11	28,31	24,14	25,09	45,74		
J	14,81	11,05	12,56	10,55	17,29	14,76	79,25	17,29	14,53	
K	15,97	11,01	16,22	10,24	20,40	14,95	58,46	17,67	19,06	73,80

e) octubre

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
B	10,83									
C	71,66	9,28								
D	16,33	54,36	15,11							
E	40,65	52,70	35,32	55,01						
F	29,28	72,03	29,46	58,28	73,56					
G	10,60	42,07	5,32	45,32	49,33	44,24				
H	5,18	71,66	5,68	52,01	52,83	70,43	45,31			
I	15,31	8,20	15,24	7,68	14,26	15,18	10,21	24,97		
J	14,25	23,20	9,36	23,82	35,20	28,09	56,28	26,27	15,09	
K	20,07	28,56	11,76	29,10	35,80	33,20	61,01	31,65	15,53	68,64